

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU



Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

Helsinki 2007

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖ MINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

YMPÄRISTÖHALLINNON OHJEITA 2 | 2007

Ympäristöministeriö

Ympäristönsuojeluosasto

Taitto: Marjatta Naukkarinen

Kansikuva: Jari Pyy

Julkaisu on saatavana myös internetistä:

www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2007

ISBN 978-952-11-2725-0 (nid.)

ISBN 978-952-11-2726-7 (PDF)

ISSN 1796-1645 (pain.)

ISSN 1796-1653 (verkkoj.)



Painotuote



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

Päiväys
Datum

Dnro
Dnr

1.6.2007

YM 4/401/2007

Alueelliset ympäristökeskukset
Ympäristölupavirastot
Helsingin kaupungin ympäristökeskus

Viite
Hänvisning

Asia
Ärende

MAAPERÄN PILAANTUNEISUUDEN JA PUHDISTUSTARPEEN ARVIOINTIA
KOSKEVA OHJE

Ympäristöministeriö on antanut tänään ohjeen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Ohje annetaan ympäristönsuojelulain (86/2000) 95 §:n ja jätelain (1072/1993) 75 §:n 5 kohdan nojalla. Ohje on tarkoitettu lupa- ja valvontaviranomaisille käytettäväksi maaperän pilaantumista ja kunnostusta koskevissa tehtävissä sekä suunnittelun avuksi niin suunnitelmien ja arviointien tilaajille, tekijöille kuin muille alan asiantuntijoille. Ohje ei ole sitova.

Ohjeen tarkoituksena on auttaa ja opastaa viranomaisia ja muita toimijoita soveltamaan ympäristönsuojelulain maaperän suojelua koskevia säännöksiä sekä 1.6.2007 voimaan tulevan maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskevan valtioneuvoston asetuksen 214/2007 varsin yleisiä periaatteita ja tarjota päätöksentekoa tukevaa käytännön taustatietoa. Ohjeessa selostetaan maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin lisäksi lyhyesti myös riskinhallintaa sekä jätelainsäädännön säännöksiä maainesjätteen käsittelyn ja sijoittamisen periaatteista.

Ohjeistus on esitetty siinä laajuudessa, että sitä voi pitää perustana vaativissakin arvioinneissa. Ohjetta on tarkoitus soveltaa kohteen luonteen ja ominaisuuksien mukaan siten, että arvioinnin sisältö, laajuus ja toteutustapa ovat tarkoituksenmukaisia.

Ylijohtaja

Pekka Jalkanen

Ylitarkastaja

Anna-Maija Pajukallio

Tiedoksi Suomen ympäristökeskus
Sosiaali- ja terveysministeriö
Valtiovarainministeriö
Maa- ja metsätalousministeriö
Liikenne- ja viestintäministeriö
Oikeusministeriö
Vaasan hallinto-oikeus
Korkein hallinto-oikeus
Suomen Kuntaliitto
Kansanterveyslaitos
Geologian tutkimuskeskus
VTT
EVIRA
Suomen luonnonsuojeluliitto
Natur och miljö
Elinkeinoelämän keskusliitto
Ympäristöyritysten liitto
Ölly- ja kaasualan keskusliitto
Rakennusteollisuus RT
Tiehallinto
Ratahallintokeskus
Merenkulkulaitos

SISÄLLYS

Kirje	3
1 Johdanto	9
2 Määritelmiä	11
3 Arvioinnin lainsäädäntötausta	14
3.1 Maaperä	14
3.2 Muut ympäristönosat.....	16
3.2.1 Pohjavedet.....	16
3.2.2 Vesistöt	17
3.2.3 Rakennusten sisäilma	17
3.2.4 Elintarvikkeet	18
3.3 Maajätteet	18
3.4 Arviointiin liittyvät hallintomenettelyt.....	18
3.4.1 Ilmoitus, ympäristölupa ja viranomaisen määräys.....	19
3.4.2 Lausuntomenettely ja alueiden merkitseminen tieto- järjestelmään	19
4 Vaiheittainen arviointimenettely	21
4.1 Arviointimenettelyn vaiheet.....	22
4.2 Arvioinnin dokumentointi.....	25
5 Arviointitarpeen tunnistaminen	26
5.1 Mittaustulosten vertaaminen kynnysarvoihin ja tausta- pitoisuuteen	27
5.2 Arviointitarpeen määrittelyn raportointi	29
6 Perusarviointi	30
6.1 Kohteen kuvaus	32
6.1.1 Haitta-aineet ja niiden esiintyminen.....	34
6.1.2 Maaperäolosuhteet	35
6.1.3 Pohjavesi	36
6.1.4 Pintavedet ja vesistöt.....	36
6.1.5 Kulkeutuminen.....	37
6.1.6 Alueen ja lähiympäristön maankäyttö.....	38
6.1.7 Altistusreitit ja altistajat	39
6.1.8 Haitalliset vaikutukset	40
6.1.9 Epävarmuus.....	41
6.2 Ohje- ja viitearvovertailu.....	42
6.2.1 Vertailussa käytettävän ohjearvon valinta	42
6.2.2 Vertailu ohjearvoihin	43
6.2.3 Ohjearvojen soveltuvuus pilaantuneisuuden arvioinnissa	44
6.2.4 Mittaustulokset ja niiden esittäminen.....	45

6.2.6	Tilastollisten tunnuslukujen käyttö	46
6.2.6	Vertailu muihin yleisiin viitearvoihin	46
6.3	Muut pilaantuneisuuden määräytymiseen vaikuttavat tekijät	47
7	Tarkennettu arviointi	49
7.1	Yleiset tavoitteet ja rajaukset	50
7.2	Arviointimenetelmiä	51
7.2.1	Ohjearvojen määrittäysperusteet ja muut kirjallisuustiedot	52
7.2.2	Tarkennetut ympäristömittaukset ja -tutkimukset	53
7.2.3	Laskentamallit	54
7.2.4	Ekotoksikologiset ja ekologiset tutkimukset	56
7.2.5	Altistusmittaukset ja terveydentilan tutkimukset	57
7.3	Epävarmuustarkastelu	58
7.3.1	Epävarmuustekijät	58
7.3.2	Epävarmuustarkastelun toteutus	58
7.4	Riskit ja niiden kuvaaminen	62
7.6	Kulkeutumisriskin arviointi	63
7.5.1	Tavoitteet ja rajaukset	63
7.5.2	Arvioinnin toteutus	65
7.5.3	Riskien kuvaus	73
7.5.4	Arvioinnin raportointi	74
7.6	Terveysriskien arviointi	76
7.6.1	Arvioinnin tavoitteet ja rajaukset	76
7.6.2	Arvioinnin toteutus	76
7.6.3	Riskien kuvaus	84
7.6.4	Arvioinnin raportointi	86
7.7	Ekologisen riskin arviointi	86
7.7.1	Arvioinnin tavoitteet ja rajaukset	86
7.7.2	Arvioinnin toteutus	88
7.7.3	Riskien kuvaus	90
7.7.4	Arvioinnin raportointi	93
8	Riskinhallinta	94
8.1	Tavoitteet	94
8.2	Menetelmät	96
9	Maa-ainesjätteet ja niiden luokittelu	98
9.1	Maa-aines jätteenä ja ongelmajätteenä	98
9.2	Luokittelu pilaantuneisuuden mukaan	100
10	Maa-ainesjätteen käsittely ja hyötykäyttö	101
10.1	Hyötykäyttö- ja käsittelykelpoisuuden arviointi	102
10.2	Hyödyntäminen	102

10.2.1	Hyödyntäminen kaatopaikkarakenteissa	104
10.2.2	Hyödyntäminen muissa rakenteissa	104
10.3	Sijoitus maankaatopaikalle	105
10.4	Kaatopaikkakäsittely	105
10.4.3	Kaatopaikkakelpoisuustutkimusten yleiset periaatteet	106
10.4.2	Kaatopaikkakelpoisuuden arviointi	106
10.4.3	Valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksen sitovat kriteerit	107
10.4.4	Tavanomaisen sekajätteen kaatopaikka	107
10.4.5	Pilaantuneiden maa-ainesjätteiden erityiskaatopaikat	109
	Lyhenteet	111
	Kirjallisuus	113
	Liitteet	119
	Liite 1 Ympäristönsuojelunlain (86/2000) maaperän pilaantumisen kannalta keskeiset pykälät	119
	Liite 2 Valtioneuvoston asetus (214/2007) maaperän pilaantuneiden suuden ja puhdistustarpeen arvioinnista	123
	Statsrådets förordning (214/2007) om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet	129
	Liite 3 Esittelymuistio 20.2.2007	135
	Föredragningspromemoria 20.2.2007	144
	Liite 4 Maaperänäytteenotto ja analytiikka	153
	Liite 5 Suositeltavat menetelmät haitallisten aineiden määrittämi- seksi maaperästä	158
	Liite 6 Talousveden vaatimukset	161
	Liite 7 Valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukaiset vesi- ympäristölle vaaralliset ja haitalliset aineet	164
	Liite 8 Arvioinnin eri vaiheissa kohteesta kuvattavat tiedot	171
	Liite 9 Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuustutkimuksen tilastot 2005	177
	Liite 10 Haitta-aineiden luokittelu ympäristöominaisuuksien perusteella	178
	Liite 11 WHO:n toksisuusekviivaalenssikertoimet dioksiineille ja PCB-yhdisteille	181
	Liite 12 Maaperän kynnys- ja ohjearvojen perustana olevat viitearvot	183
	Liite 13 Eräiden riskinarvioinneissa käytettävien tietokone- ohjelmien vertailu	189
	Liite 14 Pilaantuneeseen maa-ainekseen sovellettavia ongelmajäte- raja-arvoja	195
	Liite 15 Kaatopaikkakelpoisuuden osoittamiseen liittyvät tutkimukset	198
	Liite 16 Valtioneuvoston asetuksen 202/2006 mukaiset kaato- paikkakelpoisuuskriteerit	201
	Liite 17 Maaperässä esiintyvien öljyhiilivetyjen riskinarviointi	204
	Kuvailulehdet	208

1 Johdanto

Kunnostettavien alueiden ja kunnostamiseen käytettyjen resurssien määrät ovat lisääntyneet kuluneen vuosikymmenen aikana. Samalla tarve ajanmukaistaa pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa käytettäviä menetelmiä on lisääntynyt.

Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa sekä puhdistamista koskevissa hallintopäätöksissä on aiemmin käytetty SAMASE-ohje- ja raja-arvoja (YM:n muistio 5/1994)¹ ². Arvioinnin perusteet muuttuvat 1.6.2007 voimaan tulevan maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskevan valtioneuvoston asetuksen 214/2007 (PIMA-asetus) myötä.

Tämän ohjeen tavoitteena on tarkentaa asetuksen varsin yleisiä periaatteita ja tarjota päätöksentekoa tukevaa taustatietoa. Ohjeessa esitetty arviointimenettely ohjaa tunnistamaan maaperän haitallisista aineista suoraan tai välillisesti muiden väliaineiden (vesi, ilma, viljeltävät kasvit, maa-ainesjätteet) kautta aiheutuvat ympäristö- ja terveysriskit. Riskinhallintatoimet voidaan siten kohdentaa ympäristön ja terveyden kannalta tarkoituksenmukaisesti.

Ohje annetaan ympäristönsuojelulain (86/2000) 95 §:n ja jätelain (1072/1993) 75 §:n 5 kohdan nojalla. Se on tarkoitettu valvonta- ja lupaviranomaisille sekä suunnitelmien ja arviointien tilaajille ja tekijöille sekä muille alan asiantuntijoille. **Ohje ei ole sitova.**

Ohjetta laadittaessa on pyritty ottamaan huomioon arviointiin osallistuvien osapuolten tarpeet. Ohjeistus on esitetty siinä laajuudessa, että sitä voi pitää perustana vaativissakin arvioinneissa. **Ohjetta on tarkoitus soveltaa kohteen luonteen ja ominaisuuksien mukaan siten, että arvioinnin sisältö, laajuus ja toteutustapa ovat tarkoituksenmukaisia.** Siinä annetaan suosituksia myös arvioinnin dokumentointiin. Ohjeessa selostetaan kohdekohtaisen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin lisäksi yleisiä puhdistamisen, maa-ainesjätteen käsittelyn ja sijoittamisen periaatteita.

¹ Ympäristöministeriö. 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti.

² Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä: tiedolliset perusteet, määrittelyperiaatteet, soveltaminen, kehittäminen.

Ohje on laadittu Suomen ympäristökeskuksessa ympäristöministeriön ohjauksessa. Ohjeen kirjoittamisesta ovat vastanneet suunnitteluinsinööri Outi Pyy, tutkimusinsinööri Jussi Reinikainen ja suunnittelija Satu Jaakkonen sekä vanhempi tutkija Jaana Sorvari, kemisti Pirjo Sainio, ylitarkastaja Kenneth Holm ja tutkimusinsinööri Milla Mäenpää. Työn valvojana on ollut ylitarkastaja Anna-Maija Pajukallio ympäristöministeriöstä. Ohjetta ovat kommentoineet työn kuluessa erityisesti laboratorionjohtaja Hannu Komulainen (KTL), erikoistutkija Jutta Laine-Ylijoki (VTT) ja erikoistutkija Timo Tarvainen (GTK). VTT on osallistunut myös lukujen 9 ja 10 kirjoittamiseen. Ohjausryhmän kokoonpano on vaihdellut työn edetessä. Konsulttinäkökulmaa työhön on tuonut toimialapäällikkö Kimmo Järvinen Ramboll Finland Oy:stä ja valvontaviranomaisnäkökulmaa mm. ylitarkastajat Vesa Suominen Uudenmaan ja Esa Wihlman Lounais-Suomen ympäristökeskuksista. Lisäksi ohjeesta on pyydetty useiden eri tahojen kommentteja.

PIMA-asetuksen kynnys- ja ohjearvojen määrittäysperusteet ja haitta-aineiden tietokortit esitetään erillisessä Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) julkaisussa³.

³ Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäysperusteet.

2 Määritelmiä

Käsitteillä tarkoitetaan tässä ohjeessa seuraavaa:

alempi ohjearvo	haitallisen aineen pitoisuusarvo, jonka ylittyessä alueen maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, ellei aluetta käytetä teollisuus-, varasto- tai liikennealueena taikka muuna vastaavana alueena tai ellei kohdekohtaisella riskinarvioinnilla ole toisin osoitettu.
altistus	haitta-aineen otto yksilöön. Altistusta kuvataan aikayksikössä annoksena tai elimistöön päässeenä ainepitoisuutena tai -määränä.
ekologinen haitta	luonnolle ja sen toiminnoille aiheutuva haitta, joka ilmenee haitallisina vaikutuksina yksittäisille eliöille, populaatioille, ekosysteemille tai laajasti ottaen koko biosfäärille.
haitallinen aine	aine, joka voi aiheuttaa ympäristö- tai terveyshaittaa (haitta-aine).
kriittinen aine	riskien kannalta olennainen haitta-aine.
kunnostus	riskien rajoittaminen poistamalla niiden lähde tai rajoittamalla haitta-aineiden kulkeutumista tai niille altistumista.
kvalitatiivinen	laadullinen
kvantitatiivinen	määrällinen
kynnysarvo	haitallisen aineen pitoisuusarvo, jonka ylittyessä maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava.
maankäyttömuoto	alueen nykyinen tai oikeusvaikutteisessa kaavassa osoitettu kaavan mukainen käyttö.
maaperä	kallioperän yläpuolella olevat eloperäiset ja kivennäismaakerrostumat. Maaperään eivät kuulu vesistöjen pohjakerrostumat (sedimentit).
mittausepävarmuus	mittauksen virhe, johon vaikuttavat sekä satunnaiset että systemaattiset virhelähteet. Ilmaistaan yleensä prosenttina tai tuloksen vaihteluvälinä.

määritysraja	pienin pitoisuus, joka voidaan määrittää hyväksyttävällä tarkkuudella.
orsivesi	varsinaisen pohjavesiesiintymän yläpuolella olevan tiiviin, eristävän maakerroksen pidättämä vapaa pohjavesikerros.
perusarviointi	kohteen kuvaukseen ja ohjearvo- ja viitearvovertailuun perustuva arvio kohteenpilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta (ks. luku 6).
pilaantunut maa-aines	kaivettu maa-aines, jonka yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus ylittää PIMA-asetuksessa säädetyn alemman ohjearvon tai joka on pilaantunut muulla esim. hajuhaitan perusteella. Pilaantuneella maa-aineksella ei tarkoiteta muita jätejakeita, jotka ovat erillisinä kerroksina tai jakeina maaperässä.
pilaantunut maaperä	maaperä, jossa ihmistoiminnasta ympäristöön joutuneet haitalliset aineet voivat vaarantaa tai haitata ihmisen terveyttä tai ympäristöä, vähentää viihtyisyyttä tai muuten loukata yksityistä tai yleistä etua.
PIMA-asetus	maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskevan valtioneuvoston asetus 214/2007.
pohjavesi	vesi vyöhykkeessä, jossa maaperän huokostilat (= maaperän pohjavesi) tai kallioperän raot ja ruhjeet (= kalliopohjavesi) ovat kokonaan veden kyllästävät. Pohjaveteen kuuluu myös orsivesi.
pohjavesialue luokka I	vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue.
pohjavesialue luokka II	vedenhankintaan soveltuva pohjavesialue.
pohjavesialue luokka III	muu pohjavesialue.
puhdistaminen	haittojen tai riskien selvittäminen ja arviointi sekä niiden seuranta, poistaminen tai merkittävä vähentäminen.
riski	maaperän haitallisista aineista aiheutuvan suoran tai välillisen terveys- tai ympäristöhaitan vakavuus ja todennäköisyys.
riskinarviointi	menettely, jossa tunnistetaan, määritetään ja kuvataan riskejä.
riskinhallinta	riskien vähentäminen kunnostamalla tai rajoittamalla niiden muodostumiseen vaikuttavia haitta-aineiden kulkeutumista ja altistusmahdollisuuksia.
tarkennettu arviointi	perusarvioinnista laadullisesti ja/tai määrällisesti tarkennettu arvio kohteen pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta (ks. luku 7).
taustapitoisuus	haitallisen aineen luontaisesti tavanomainen pitoisuus maaperässä tai sellainen kohonnut pitoisuus, joka esiintyy laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn kohteen ympäristössä ja joka

	ei ole peräisin kohteessa harjoitetusta toiminnasta. Taustapitoisuudella ei tarkoiteta yksittäisen päästölähteen aiheuttamia kohonneita maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksia, vaan lähinnä liikenteen ja teollisen toiminnan aiheuttamaa hajakuormitusta.
terveyshaikka	ihmisessä todettava sairaus, muu terveysvaikutus tai sellaisen tekijän tai olosuhteen esiintyminen, joka vähentää väestön tai yksilön elinympäristön terveellisyyttä.
toteamisraja	pienin pitoisuus, jolla saadaan selvästi nollanäytteen tuloksesta poikkeava tulos.
vaara	maaperän haitallisista aineista aiheutuvan terveys- tai ympäristöhaitan mahdollisuus.
vaarallinen aine	aine, jolla on sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen kemikaalien luokitusperusteista ja merkintöjen tekemisestä (807/2001) tai jäteasetuksen (1390/1993) liitteessä 4 mainittuja vaaraominaisuuksia.
vesistö	sisävesialue, kuten järvi, joki, lampi ja puro. Vesistöjä ovat myös merialueiden aluevedet ja niiden pohjakerrostumat.
viitearvo	mahdollisten terveys- ja ympäristöriskien perusteella määriteltä yleinen pitoisuus- tai annosraja, joka osoittaa tietyn, määritellyn riskitason.
ylempi ohjearvo	haitallisen aineen pitoisuusarvo, jonka ylittyessä maaperää pidetään yleensä pilaantuneena alueella, jota käytetään teollisuus-, varasto- tai liikennealueena taikka muuna vastaavana alueena, ellei kohdekohtaisella riskinarvioinnilla ole toisin osoitettu.
ympäristöhaitta	luonnolle ja sen toiminnoille aiheutuva haitta tai ympäristön laadun huononeminen.
ympäristölaatunormi	haitallisen aineen pitoisuus, jota ei ympäristön tai terveyden suojelemiseksi saa ylittää.

3 Arvioinnin lainsäädäntötausta

3.1

Maaperä

Maaperän pilaaminen on kielletty ympäristönsuojelulaissa (86/2000). Lain 7 §:n (maaperän pilaamiskielto) mukaan maaperän laatua ei saa huonontaa jättämällä tai päästämällä sinne jätettä tai muuta ainetta, joka voi

- vaarantaa tai haitata ihmisen terveyttä tai ympäristöä,
- vähentää viihtyisyyttä tai
- muuten loukata yksityistä tai yleistä etua.

Maaperän pilaamiskiellot ja ympäristönsuojelulain yleiset periaatteet (YSL 4 §) tähtäävät siihen, että haitallisten aineiden vaikutukset ympäristössä estetään ennakolta tai, mikäli niitä ei voida kokonaan estää, rajoitetaan mahdollisimman vähäisiksi. Näiden periaatteiden huomioon ottaminen vaikuttaa siten myös maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin.

Pilaantuneen maaperän puhdistamista on käsitelty ympäristönsuojelulain 12 luvussa. Maaperän pilaantumisen kannalta keskeiset ympäristönsuojelulain (86/2000) pykälät ovat liitteessä 1.

Valtioneuvoston maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin liittyvällä asetuksella (214/2007) eli ns. PIMA-asetuksella säädetään maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin perusteista. Asetus liitteineen ja asetuksen esittelymuistio ovat tämän ohjeen liitteinä 2 ja 3. Asetuksessa on annettu 52:lle maaperän haitallisen aineen tai aineryhmän pitoisuudelle ohjearvot, joita käytetään pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin apuna. Lisäksi asetuksessa on annettu arviointitarpeen laukaisevat kynnsarvot.

Asetus perustuu ympäristönsuojelulain 14 §:ään, jonka mukaan valtioneuvosto voi asetuksella säätää eri maankäyttötarkoituksissa maaperässä olevien haitallisten aineiden suurimmista sallituista pitoisuuksista tai haitallisten aineiden pitoisuuksista pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioimiseksi. Asetusta sovelletaan maaperän

pilaantuneisuuden arviointiin riippumatta siitä, milloin mahdollinen pilaantuminen on tapahtunut

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on PIMA-asetuksen mukaan aina perustuttava kohdekohtaiseen arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden mahdollisesti aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Asetuksessa luetellaan seikat, jotka on otettava arvioinnissa huomioon. Näitä ovat

- maaperässä todettujen haitallisten aineiden pitoisuudet, kokonaismäärä, ominaisuudet, sijainti ja taustapitoisuudet,
- maaperä- ja pohjavesiolosuhteet alueella sekä tekijät, jotka vaikuttavat haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella,
- alueen ja sen ympäristön ja pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus,
- altistusmahdollisuus haitallisille aineille lyhyen ja pitkän ajan kuluessa,
- altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuvan haitan vakavuus ja todennäköisyys sekä haitallisten aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset sekä
- käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuus.

Tässä ohjeessa on selostettu yksityiskohtaisesti, miten nämä seikat voidaan ottaa huomioon.

PIMA-asetus kattaa vaikutusten arvioinnin ympäristönsuojelulain 12 luvun laajuudessa (ympäristö- ja terveysvaikutukset). Ympäristönsuojelulain 7 §:n soveltamisessa on tarvittaessa otettava huomioon varsinaisten terveys- ja ympäristövaikutusten lisäksi myös maaperän pilaamiskiellon perusteella vaikutukset viihtyisyyden vähenemiseen tai muu niihin verrattava yleisen tai yksityisen edun loukkaus. Asetuksen mukainen arviointi ei koske kaivettuja maa-aineksia, joiden käsittelyä koskevat mm. jätelainsäädännön velvoitteet.

Maaperän pilaantuneisuus ja tarvittaessa puhdistustarve on arvioitava, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää PIMA-asetuksessa esitetyn kynnysarvon. Alueilla, joilla taustapitoisuus on kynnysarvoa korkeampi, arviointikynnyksenä pidetään taustapitoisuutta. Kynnysarvoa voidaan pitää myös maaperänsuojelun ja pilaantumisen ennaltaehkäisyn vertailuarvona. Arvoa voidaan näin käyttää ihmistoiminnan maaperälle aiheuttaman kuormituksen ja sen vaikutusten tunnistamiseen.

Kohdekohtaisen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin apuna on käytettävä asetuksen liitteenä säädettyjä ohjearvoja. Maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, jos yhden tai useamman maaperässä esiintyvän haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää alemman ohjearvon eikä kohdekohtaisen arvioinnin perusteella ole toisin osoitettu. Maankäytöltään epäherkillä alueilla kuten teollisuus- ja varastoalueilla pilaantuneisuuden vertailuarvona käytetään ylempää ohjearvoa.

Maaperän pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuksien selvittämiseksi on otettava näytteitä, jotka edustavat riittävän hyvin tutkittavaa aluetta, sen maaperää ja pohjavettä. Haitallisten aineiden tutkimusten tulee perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin. Näytteenottoa ja tutkimusmenetelmiä on kuvattu ohjeen liitteissä 4 ja 5.

3.2

Muut ympäristönosat

Maaperän haitalliset aineet saattavat kulkeutua ja pilata myös muita ympäristönosia, esim. pinta- ja pohjavesiä, vesistön pohjakerrostumia (sedimenttejä) tai ne saattavat kertyä eliöihin ja kasveihin. Kokonaiskuvan saamiseksi alueen pilaantuneisuudesta tulee arviointiin tarvittaessa sisällyttää myös muiden ympäristönosien arviointia. Seuraavassa on esitetty lyhyesti näitä ympäristönosia koskevia sektorikohtaisia lakeja ja säädöksiä.

3.2.1

Pohjavedet

Ympäristönsuojelulaki (86/2000) kieltää pohjaveden pilaamisen (8 §, pohjaveden pilaamiskielto). Lain mukaan pohjaveteen ei saa päästä haitallisia aineita siten, että

- tärkeällä tai muulla vedenhankintakäyttöön soveltuvalla pohjavesialueella pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai sen laatu muutoin olennaisesti huonontua,
- toisen kiinteistöllä oleva pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai kelpaamattomaksi tarkoitukseen, johon sitä voitaisiin käyttää tai
- toimenpide vaikuttamalla pohjaveden laatuun muutoin saattaa loukata yleistä tai toisen yksityistä etua.

Pohjaveden pilaantuneisuutta arvioidaan ympäristönsuojelulain ja terveystieteiden perusteilla annettujen säädösten perusteella.

EU:n vesipolitiikan puitedirektiiviin (2000/60/EY) liittyvä pohjavesitytärdirektiivissä (2006/118/EY) on asetettu pohjaveden hyvä kemiallisen tilan arviointia varten laatunormit nitraatin ja torjunta-aineiden osalta. Lisäksi pohjavesidirektiivi edellyttää kansallisten kriteerien asettamista pohjaveden hyvän kemiallisen tilan arvioimiseksi. Nämä kriteerit asetetaan vuoden 2008 loppuun mennessä. Asetetut laatunormit ja raja-arvot ovat perustana pohjaveden suojele- ja puhdistustarpeen arvioinnissa sekä maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa silloin, kun maaperän pilaantumisesta voi aiheutua riski pohjaveden laadulle.

Talousvetenä käytettävän pohjaveden puhdistustarpeen ja -tavoitteiden määrittämisessä tulee ottaa huomioon myös sosiaali- ja terveysministeriön talousvedelle

asettamat laatuvaatimukset ja -suositukset⁴. Asetuksissa on esitetty terveysriskien perusteella määritellyt enimmäispitoisuudet joillekin talousvedessä mahdollisesti esiintyville haitta-aineille (liite 6). Pitoisuusrajat koskevat myös yksityiskaivoja⁵.

3.2.2

Vesistöt

Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista tuli voimaan 1.12.2006. Asetus koskee pintavettä ja se sisältää luettelon vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista sekä niiden ympäristönlautunormit⁶ (liite 7). Asetuksessa on määritellyt ympäristönlautunormit 33 aineelle. Asetuksella pannaan täytäntöön mm. EU:n vesipuitedirektiivi⁷.

Vesistön pohjakerrostumien pilaantuneisuuden arviointiin ei toistaiseksi ole olemassa kriteerejä. Mereen läjitettävien ruoppausmassojen laatuksiteerit on esitetty vesilain (264/1961) ja ympäristönsuojelulain (86/2000) nojalla annetussa ympäristöministeriön ohjeessa nro 117/2004.

3.2.3

Rakennusten sisäilma

Ympäristöministeriö on maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999) nojalla antanut määräykset ja ohjeet rakennusten sisäilmasta ja ilmanvaihdosta. Ne on julkaistu Suomen rakentamismääräyskokoelman osassa D 2⁸. Kokoelma sisältää määräyksiä ja ohjeita rakennusten sisäilman laadusta ja epäpuhtauksista. Sosiaali- ja terveysministeriön Asumisterveysohjeessa⁹ selostetaan asuntojen ja muiden oleskelutilojen ilman laadun mittausmenetelmiä sekä niillä saatavien tulosten tulkintaa. Ohje on annettu terveysdenschutzelulain (763/1994) nojalla.

Sosiaali- ja terveysministeriö on asetuksellaan haitallisiksi tunnetuista pitoisuuksista (109/2005) vahvistanut työpaikan ilman epäpuhtauksien haitallisiksi tunnetut pitoisuudet (HTP-arvot)¹⁰. Niiden avulla voidaan arvioida työpaikan ilman puh-

⁴ Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (461/2000).

⁵ Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (401/2001).

⁶ Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006).

⁷ EU:n prioriteettiaineiden ja muiden pilaavien aineiden osalta yhteisön vesipolitiikan puitteista annettun Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY (vesipuitedirektiivi) ja sen nojalla annettu Euroopan parlamentin ja neuvoston päätös N:o 2455/2001/EY vesipolitiikan alan prioriteettiaineiden luettelon vahvistamisesta ja direktiivin 2000/60/EY muuttamisesta.

⁸ Ympäristöministeriö. 2003. Rakennusten sisäilmasto ja ilmanvaihto, määräykset ja ohjeet 2003.

⁹ Sosiaali- ja terveysministeriö. 2003. Asumisterveysohje - Asuntojen ja muiden oleskelutilojen fyysikaaliset, kemialliset ja mikrobiologiset tekijät.

¹⁰ Sosiaali- ja terveysministeriö. 2005. HTP-arvot 2005.

tautta, työntekijöiden altistumista, haitallisten vaikutusten todennäköisyyttä sekä toimenpidetarvetta.

3.2.4

Elintarvikkeet

Kauppa- ja teollisuusministeriö on säätänyt asetuksellaan eräiden vieraiden aineiden enimmäismääristä elintarvikkeissa (237/2002)¹¹. Asetus on säädetty elintarvikelain (361/1995) nojalla. Lisäksi ministeriön asetuksella (14.11.2006/1008) on pantu täytäntöön Euroopan neuvoston direktiivejä, jotka koskevat eräiden torjunta-aineiden enimmäismääriä hedelmissä ja vihanneksissa sekä viljoissa, munissa ja munavalmisteissa¹².

3.3

Maajätteet

Pilaantuneiden maamassojen kuljetukseen, käsittelyyn tai sijoittamiseen liittyvistä vaatimuksista on erikseen kerrottu ohjeen luvuissa 9 ja 10. Asetuksen kynnys- ja ohjearvojen avulla ei määritetä esim. massojen jäteluokitusta¹³, hyötykäyttökelpoisuutta tai kaatopaikkakelpoisuutta¹⁴. Jäteluokitus määritetään lähinnä jätelain (1072/1993) ja jäteasetuksen (1390/1993, muutos 472/1996) perusteella ja kaatopaikkakelpoisuus valtioneuvoston kaatopaikkoja koskevan päätöksen (861/1997, muutos 1049/1999) ja asetuksen (202/2006) perusteella.

3.4

Arviointiin liittyvät hallintomenettelyt

Pilaantuneisuuden arviointia käytetään paitsi puhdistustarpeen arviointiin myös riskinhallintatoimien suunnitteluun ja kunnostustavoitteiden asettamiseen. Yleensä vastuullinen eli pilaantumisen aiheuttaja tai alueen haltija tekee tai teettää arvion. Ympäristöviranomaisen tehtävänä on arvioida ja tarvittaessa päättää, onko arviointi riittävä ja hyväksyttävä. Lainsäädännössä ei oteta kantaa siihen, minkälaisessa hallintomenettelyssä pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arvioinnit tulisi käsitellä.

¹¹ Euroopan komission asetus EY N:o 466/2001 ja siihen myöhemmin tehty muutos (8.6.2005/517).

¹² Euroopan komission direktiivi (2006/61/EY) neuvoston direktiivien 86/362/ETY, 86/363/ETY ja 90/642/ETY liitteiden muuttamisesta atratsiin, atsinfosfetyyliin, syflutriiniin, etefonin, fentionin, metamidofossin, metomyylin, parakvatin ja triatsofossin jäämien enimmäismäärien osalta.

¹³ Dahlbo, H. 2001. Jätteen luokittelu ongelmajätteeksi –arvioinnin perusteet ja menetelmät.

¹⁴ Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Vestola, E., Vaajasaari, K. & Joutti, A. 2006. Jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteaminen.

3.4.1

Ilmoitus, ympäristölupa ja viranomaisen määräys

Pilaantuneen maa-alueen puhdistaminen vaatii joko ympäristöviranomaisen myöntämän luvan tai ilmoituksesta tehtävän päätöksen (YSL 78 §). Yleensä maaperän puhdistamiseen ryhdytään tekemällä siitä ilmoitus. Ilmoitusmenettelyn edellytykset ovat:

- pilaantuneen alueen laajuus ja maaperän pilaantumisen aste on riittävästi selvitetty,
- puhdistamisessa noudatetaan yleisesti käytössä olevaa hyväksyttävää puhdistusmenetelmää ja
- toiminnasta ei aiheudu ympäristön muuta pilaantumista.

Mikäli ilmoitusmenettelyn edellytykset eivät täyty, on pilaantuneen alueen puhdistamista koskeva asia ratkaistava ympäristölupamenettelyssä. Tällainen tilanne syntyy, jos tarkennetun kohdearvioinnin perusteella poiketaan huomattavasti yleisesti käytössä olevista ja hyväksyttävistä puhdistustavoitteista koskevista arvoista ja puhdistusmenettelyistä, esimerkiksi jos maaperään jätetään huomattava määrä haitallisia aineita. Pelkistä seurantatoimista voidaan yleensä sopia viranomaisen ja vastuullisen kesken ilman, että niistä edellytetään tehtävän ilmoitusta tai lupahakemusta.

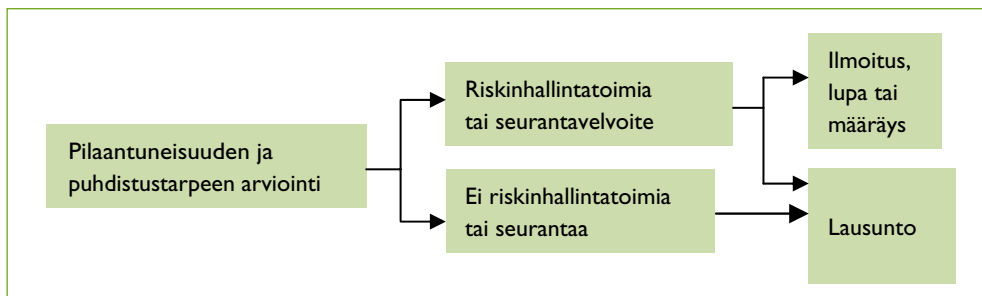
Jos puhdistamisesta vastuussa oleva ei vapaaehtoisesti ryhdy puhdistamaan pilaantunutta maaperää, on ympäristöviranomaisen määrättävä puhdistamisesta (YSL 79 §). Määräystä annettaessa sovelletaan ympäristönsuojelulain 13 luvun säännöksiä valvonnasta ja hallintopakosta.

Lupaviranomaisia ovat alueelliset ympäristökeskukset, ympäristölupavirastot sekä Helsingin alueella Helsingin kaupungin ympäristökeskus.

3.4.2

Lausuntomenettely ja alueiden merkitseminen tietojärjestelmään

Tapauksiin, joissa alueen maaperässä tai pohjavedessä on havaittu haitallisia aineita, mutta riskinarvioinnin perusteella todetaan, että alueella ei ole maaperän tai pohjaveden puhdistustarvetta, ei ole olemassa erityisiä hallintomenettelyä koskevia säännöksiä. Halutessaan arvioinnin tilaaja tai toteuttaja voi pyytää ympäristöviranomaisen kannanoton asiasta lausuntomenettelyllä (kuva 1). Arviointi- ja lausuntoasiakirjoihin kirjataan mm. rajoitukset, jotka liittyvät maankäyttöön ja maan kaivamiseen ja massojen siirtoon.



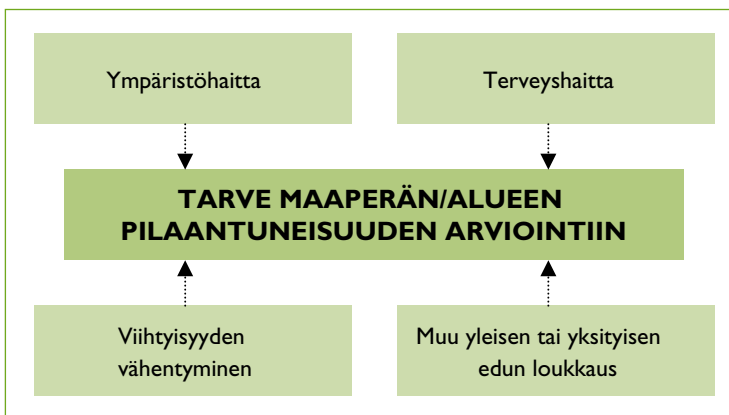
Kuva 1. Hallintomenettelyvaihtoehdot pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa.

Lausunnot ovat julkisia asiakirjoja, jotka arkistoidaan. Lausunnon merkittävin oikeudellinen ero hallintopäätökseen nähden on, että lausunto ei ole valituskelpoinen. Lausunnossa esitetyistä asioista eri mieltä olevan on mahdollista saattaa esimerkiksi maaperän puhdistustarvetta koskeva asia vireille ympäristönsuojelulain 92 §:n mukaisesti. Myös ne, joiden etua tai oikeutta asia saattaa loukata, voivat laittaa asian vireille. Alueellisen ympäristökeskuksen on tehtävä kyseessä olevassa tapauksessa vireille saatetusta asiasta päätös, johon tyytymätön voi hakea muutosta Vaasan hallinto-oikeudelta.

Maaperän pilaantumista ja puhdistustarvetta koskevat tiedot tallennetaan valtakunnalliseen maaperän tilan tietojärjestelmään. Myös tiedot pilaantumattomaksi todetuista kohteista ja maaperään riskinarvioinnin perusteella jätetyistä haitta-ainepitoisista massoista on tärkeä tallentaa järjestelmään. Tiedot auttavat muun muassa ympäristönsuojelulain 104 § mukaisen selontekovelvollisuuden täyttämässä maan omistus- ja hallintasuhteiden muuttuessa.

4 Vaiheittainen arviointimenettely

Ympäristönsuojelulain mukaan maaperän pilaantumiseen liittyvät haitat voivat kohdistua ihmisen terveyteen, ympäristöön, yleiseen viihtyisyyteen taikka yleisen tai yksityisen edun loukkaukseen (kuva 2). Silloin, kun haitan tai vaaran todentumisesta ei ole tarkkaa tietoa puhutaan riskistä. Riskin suuruus määräytyy haittojen vakavuuden ja todennäköisyyden perusteella.



Kuva 2. Arvioinnin tarpeeseen vaikuttavia tekijöitä.

Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin kohteena on rajattu alue, joka voi olla esimerkiksi tontti, tehdas- tai rakennusalue. Arvioitaessa haitallisten aineiden aiheuttamia riskejä tarkasteltava alue saattaa laajeta käsittämään esimerkiksi naapurikiinteistöt tai koko pohjavesialueen. Toisaalta pinta- tai pohjavettä kuormittavat samanaikaisesti useat eri päästölähteet, jolloin riskit muodostuvat näiden yhteisvaikutuksesta.

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin tavoitteena on vastata kysymykseen, voiko kohteen haitta-aineista aiheutua riski tai haitta, jota ei voida hyväksyä. Mikäli riski ei ole hyväksyttävä, on alue puhdistettava.

Ohjeessa esitetään vaiheittain etenevä arviointimenettely (kuva 3), jossa riskit tunnistetaan, määritetään ja kuvataan sekä arvioidaan niiden hyväksyttävyyt. Arviointimenettelyn vaiheet ovat:

- 1) arviointitarpeen tunnistaminen (luku 5),
- 2) perusarviointi (luku 6) ja
- 3) tarkennettu arviointi (luku 7).

Arvioinnin vaiheittainen lähestymistapa on ohjeessa esitetty tukemaan systemaattista tietojen keruuta, käsittelyä ja dokumentointia. Käytännössä arviointia ei kuitenkaan aina ole tarkoituksenmukaista esittää vaiheittaisena. Arviointi voi olla myös osa kunnostuksen yleissuunnitelmaa.

4.1

Arviointimenettelyn vaiheet

Arviointimenettelyn ensimmäisessä vaiheessa tunnistetaan arvioinnin tarve kohteen historiatietojen sekä pitoisuusmittausten ja kynnysarvo-/taustapitoisuusvertailun perusteella. Mikäli kynnysarvot ja taustapitoisuudet ylittyvät tai arviointi muusta syystä, esimerkiksi pohjaveden tai rakennuksen sisäilman kohonneiden haitta-ainepitoisuuksien vuoksi, todetaan tarpeelliseksi, siirrytään ns. perusarviointiin. Muissa tapauksissa voidaan todeta, että maaperä ei ole pilaantunut eikä puhdistamista tarvita. Tällöin arviointia ei myöskään tarvitse jatkaa.

Perusarvioinnissa kuvataan ne kohteen ominaispiirteet, jotka saattavat vaikuttaa maaperän haitta-aineista tai siitä muihin ympäristönsiin kulkeutuneista aineista aiheutuviin riskeihin. Riskin suuruus määritetään vertaamalla kohteen maaperästä ja tarvittaessa muista ympäristönsistä mitattuja haitta-ainepitoisuuksia ohjearvoihin ja muihin viitearvoihin. Arvojen ylittyessä maaperä (tai muu ympäristönsä) joko todetaan pilaantuneeksi ja puhdistaminen tarpeelliseksi tai arvioinnissa siirrytään seuraavaan vaiheeseen eli tarkennettuun arviointiin.

Ohje- ja viitearvojen käyttö ei kaikissa kohteissa yksin riitä riskien määrittämiseen, mikä johtuu mm. arvojen määrittämisperusteista ja niihin liittyvästä epävarmuudesta. Tällöin siirrytään tarkennettuun arviointiin, vaikka ohjearvot tai muut viitearvot eivät mittauksissa olisikaan ylittyneet. Perusarvioinnissa tunnistetaan ja kuvataan tekijät, jotka vaikuttavat siihen, voidaanko riskit määrittää ohje- ja viitearvoilla.

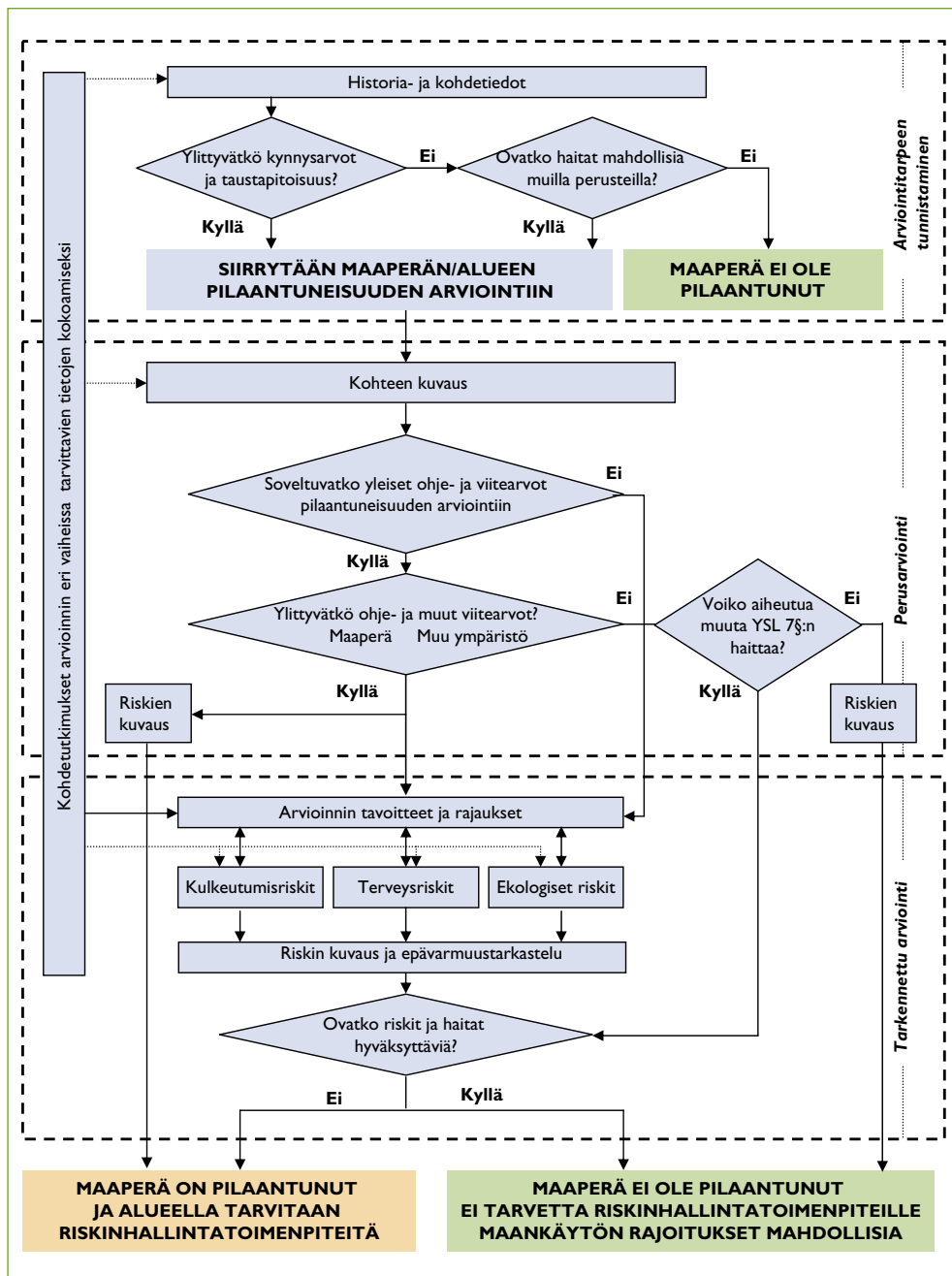
Ympäristö- ja terveysriskien lisäksi perusarvioinnissa tulee tunnistaa muut mahdolliset YSL:n 7 §:n mukaiset haitat, kuten viihtyisyyden väheneminen, ja tarvittaessa arvioida näiden vaikutus alueen pilaantuneisuuteen ja puhdistustarpeeseen.

Jos perusarvioinnissa ei voida tehdä riittävän luotettavia johtopäätöksiä alueen pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta, arviointia tarkennetaan. Tarkennetussa arvioinnissa lähtötietoja käsitellään ja sovelletaan aiempaa pidemmälle. Tässä saatetaan tarvita perusarviointiin verrattuna enemmän kohdekohtaista tietoa esimerkiksi haitta-aineiden esiintymisestä ja käyttäytymisestä maaperässä ja muissa

ympäristönosissa, alueen pohja- ja pintavesiolosuhteista sekä muista kulkeutumiseen ja altistumiseen vaikuttavista tekijöistä. Tarkennetussa arvioinnissa käytetään usein apuna kulkeutumis- ja altistusmalleja. Arviointia voidaan tarvittaessa tarkentaa altistusmittauksilla tai biotesteillä.

Tarkennetussa arvioinnissa keskitytään riskien kannalta merkittäviin haitta-aineisiin, olennaisimpiin altistustilanteisiin ja -reitteihin sekä todennäköisimpiin ja eniten altistuviin kohderyhmiin.

Arviointi voidaan lopettaa, mikäli alue päädytään kunnostamaan tai haitallisia aineita sisältävät maa-ainekset kaivetaan esimerkiksi rakentamisen vuoksi. Tällöin tulee kuitenkin osoittaa, että maaperään kunnostamisen jälkeen mahdollisesti jäävistä haitta-aineista aiheutuvat riskit ovat hyväksyttävällä tasolla. Hyväksyttävän jäännöspitoisuuden määrittämisessä käytetään samoja yleisiä periaatteita ja menettelyjä kuin alueen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa (luku 8). Tällöin arviointi on yleensä osa kunnostuksen yleissuunnitelmaa, jolloin se painottuu kunnostustavoitteiden määrittämiseen, ei nykytilan selvittämiseen. Liitteeseen 8 on koottu yhteenveto arvioinnin eri vaiheissa huomioitavista ja dokumentoitavista seikoista.



Kuva 3. Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin vaiheet.

Arvioinnin dokumentointi

Arviointi on dokumentoitava kattavasti, jotta arviointia ja sen tuloksia voidaan hyödyntää nyt ja tulevaisuudessa. Arvioinnin tavoitteet, rajaukset ja itse menettely kuvataan läpinäkyvästi sekä perustellaan arvioinnin aikana tehdyt valinnat ja johtopäätökset. Myös arvioinnin epävarmuus kuvataan. Tiedot tulisi myös tallentaa ympäristöhallinnon ylläpitämään Maaperän tilan tietojärjestelmään (ks. luku 7)¹⁵. Maaperän tilan tietojärjestelmä otetaan käyttöön vuoden 2007 loppuun mennessä. Siihen kootaan tietoa alueista, joiden pilaantuneisuus ja puhdistustarve on selvitetävä, joiden maaperän pilaantuneisuus on arvioitava tai maaperä on puhdistettava ja joilla ei ole maaperän puhdistamistarvetta. Tietoa kerätään mm.

- maa-alueella harjoitetusta toiminnasta menneisyydessä,
- mahdollisista pilaavista aineista,
- etäisyyksistä pohjavesialueisiin ja vedenottamoihin, järviin, jokiin, asutukseen ja luonnonsuojelualueisiin,
- mahdollisista maa-alueen kunnostustavoista ja massamääristä,
- mahdollisista näytepisteistä ja näytetiedoista,
- maa-alueen sijainnista sekä
- yhteystiedoista maa-alueen omistajiin ja toimijoihin.

¹⁵ Suomen ympäristökeskus. 2007a. Maaperän tilan tietojärjestelmä.

5 Arviointitarpeen tunnistaminen

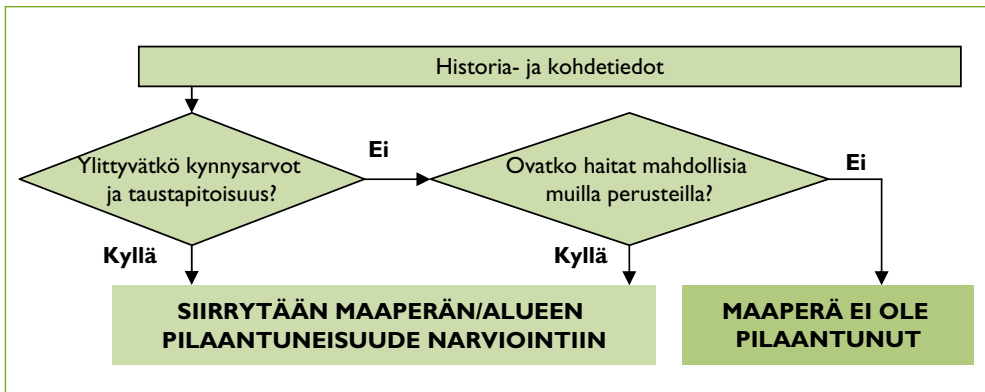
Maaperän pilaantuneisuuden arviointi on tarpeellista alueilla, joilla on harjoitettu tai harjoitetaan toimintaa, jossa haitallisia aineita on voinut joutua ympäristöön.

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi voi tulla ajankohtaiseksi, kun ympäristössä havaitaan kohonneita haitta-ainepitoisuuksia tai haitallisia vaikutuksia, kun alueella maaperää mahdollisesti pilannut toiminta päättyy tai kun pilaantuneeksi epäilty alue on yritys- ja kiinteistökauppojen kohteena. Arviointi tehdään myös silloin, kun esimerkiksi teollisuus-, varasto- ja satama-alueita muutetaan aikaisempaa parempaa ympäristön laatua edellyttävään maankäyttömuotoon, kuten asuin- tai puistoalueiksi.

Arviointitarpeen tunnistamista varten kootaan tietoa toiminnasta, josta on saatanut päästä maaperään haitallisia aineita. Riittävät historiatiedot toiminnasta ja tarkasteltavasta kohteesta ovat arviointitarpeen määrittelyn perusta.

Kun arvioinnin mahdollinen tarve on alustavasti todettu toimintaa koskevien tietojen perusteella, tarve varmennetaan vertaamalla alueen maaperästä mitattuja haitta-aineiden pitoisuuksia valtioneuvoston asetuksessa (214/2007) määritettyihin kynnysarvoihin ja alueen taustapitoisuuksiin (kuva 4). Mikäli kynnysarvot ja alueen taustapitoisuudet ylittyvät, maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve tulee arvioida tässä ohjeessa esitetyn arviointimenettelyn mukaisesti. Niiden haitta-aineiden osalta, joille ei ole annettu kynnysarvoa, arviointitarve selvitetään erikseen.

Maaperässä voi esiintyä haitallisia aineita esim. pohjaveden pinnan alapuolella tai rakennusten alla, josta ne voivat kulkeutua pohjaveteen tai hengitysilmaan (esim. klooratut liuottimet). Tällaisissa tapauksissa maaperätutkimuksissa ei välttämättä havaita kynnysarvon ylittäviä pitoisuuksia, mutta haitta-aineista voi silti aiheutua riski terveydelle tai ympäristölle. Tällöin arvioinnin tarve todetaan esim. pohjavesi- tai huokoskaasumittausten perusteella.



Kuva 4. Arviointitarpeen tunnistaminen.

5.1

Mittaustulosten vertaaminen kynnysarvoihin ja taustapitoisuuteen

Kynnysarvo vastaa pitoisuustasoa, jossa maa-aineksessa olevan haitallisen aineen aiheuttamia riskejä voidaan pitää merkityksettömän pieninä riippumatta siitä, missä kyseinen maa-aines sijaitsee tai mihin sitä käytetään. Kynnysarvojen määrittämisessä on otettu huomioon mm. haitta-aineiden yleiset vaaraominaisuudet, maaperän taustapitoisuudet, ohjearvojen perustaksi määritetyt viitearvot ja näihin liittyvä epävarmuus, talousveden kemialliset laatuvaatimukset sekä pysyvän jätteen liukoisuus-kriteerit. Pitoisuuksiltaan kynnysarvot alittavista maa-aineksista ei pitäisi aiheutua maaperän, pohjaveden tai muun ympäristön pilaantumisen riskiä, minkä vuoksi kynnysarvoja voidaan pitää myös maaperänsuojelun ja pilaantumisen ennaltaehkäisyssä vertailuarvoina. Kynnysarvojen ylittyessä ihmistoiminnan aiheuttama kuormitus voi tietyissä tilanteissa aiheuttaa haitallisia vaikutuksia ympäristössä. Kynnysarvo toimii herätearvona, jonka ylittyessä mahdolliset kuormituslähteet tulee selvittää ja alueen pilaantuneisuus ja puhdistustarve tulee arvioida.

Kynnysarvovertailun lisäksi mitattuja pitoisuuksia tulee verrata myös lähialueen taustapitoisuuksiin. Taustapitoisuudella tarkoitetaan haitallisten aineiden luontaisia pitoisuuksia maaperässä tai pintamaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn kohteen ympäristössä esiintyviä kohonneita pitoisuuksia, jotka ovat peräisin useammasta eri päästölähteestä eivätkä kohteessa harjoitetusta toiminnasta. **Jos taustapitoisuus ylittää asetuksessa esitetyn kynnysarvon, kyseisen alueen taustapitoisuutta käytetään mittaustulosten vertailuarvona pilaantuneisuuden arviointitarpeen tunnistamisessa.**

Tietoa metallien taustapitoisuuksista suomalaisessa maaperässä saa mm. Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) tekemistä selvityksistä ja kartoituksista^{16 17 18 19}. Taustapitoisuuden määrittämisestä on ohjeistettu SFS-ISO-standardissa 19258:2005²⁰. Luonnon taustapitoisuudet vaihtelevat huomattavasti niin alueellisesti ja paikallisesti kuin eri maalajeissa ja -kerroksissa. Luontaisesti maaperässä ei yleensä esiinny orgaanisia haitta-aineita, tosin joitakin muodostuu esimerkiksi metsäpalojen yhteydessä (mm. PAH-yhdisteet, dioksiinit). Luontaisesti muodostuvat haitta-aineet voidaan joissain tapauksissa erottaa ihmistoiminnan seurauksena ympäristöön päässeistä haitta-aineista (esim. dioksiineihin luettavat yhdisteet).

Varsinkin taajamissa ympäristöä kuormittavat ilmalevitteiset haitta-aineet, jotka ovat peräisin useista eri päästölähteistä. Ilmasta tuleva haitallisten aineiden laskeuma nostaa haitta-ainepitoisuuksia maan ylimmässä pintakerroksessa²¹. Esimerkiksi Helsingin kaupungin maaperän pintakerroksissa lyijyn, elohopean ja PCB:n taustapitoisuudet ovat suurempia kuin vastaavat mineraalimaan pitoisuudet^{22 23} (liite 9). Usein haitta-aineet sitoutuvat pintamaan orgaaniseen ainekseen. Ihmistoiminnasta peräisin oleva taustapitoisuustaso maaperässä saattaa muuttua ajan myötä toisin kuin alueen luontainen taustapitoisuus.

Jos kynnys- ja taustapitoisuusarvo ylittyy vain yhdessä mittaustuloksessa, on kohteen arviointitarpeen määrittämistä jatkettava poikkeavan tuloksen syyn selvittämiseksi. Yksittäisestä näytteestä mitattu kynnys- tai taustapitoisuusarvon ylittävä haitta-ainepitoisuus saattaa poiketa huomattavasti esimerkiksi silloin, kun alueella on ollut pistemäisiä päästölähteitä tai haitalliset aineet ovat jakautuneet epätasaisesti eri maakerroksiin. Tulosten tulkinnassa tulee ottaa huomioon, että kyseessä saattaa olla myös mittaukseen liittyvä virhe.

Analyysimenetelmiin liittyvä epävarmuus tulee ottaa erityisesti huomioon silloin, kun mittaustulokset ovat lähellä kynnysarvoa. Erityisesti orgaanisten aineiden kynnysarvopitoisuudet ovat pieniä ja osin lähellä määritys- ja -toteamisrajaa. Tästä johtuen kynnysarvoon voidaan verrata mittaustulosta, josta on vähennetty analyysimenetelmän todellinen mittausepävarmuus (mittaustulos - mittauksen epävarmuus = tulos, jota verrataan kynnysarvoon). Mittausepävarmuutena hyväksytään analyysin

¹⁶ Geologian tutkimuskeskus. 2007. Geokemiallinen kartoitus ja tutkimus.

¹⁷ Lahermo, P., Ilmasti, M., Juntunen, R. & Taka, M. 1990. Suomen geokemian atlas, osa 1: Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus

¹⁸ Koljonen, T. (toim.). 1992. Suomen geokemian atlas, osa 2: Moreeni.

¹⁹ Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, Osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit, Tarvainen, T. 2006. Maaperän geokemiallisten kartoitusten tunnuslukuja. Tarvainen, T. 2006. Maaperän geokemiallisten kartoitusten tunnuslukuja.

²⁰ SFS-ISO-standardi 19258:2007. Soil quality – Guidance on the determination of background values.

²¹ Tarvainen, T. (toim.), Eklund, M., Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J. & Teräsvuori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä.

²² Salla, A. 1999. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet Helsingissä: eräiden alkuaineiden ja orgaanisten yhdisteryhmien luontaisten ja ilmaperäisten pitoisuuksien summat Helsingin maaperän pintakerroksissa.

²³ Salla, A. 2000. Haitta-aineiden taustapitoisuudet ja laskeumat Helsingin maaperässä.

todellinen epävarmuus tai korkeintaan 30 %. Usein on myös tarkoituksenmukaista pyöristää mittaustulokset samaan tarkkuuteen kuin vertailuarvona käytetty kynnys- tai taustapitoisuusarvo (yksi tai kaksi merkitsevää numeroa).

5.2

Arviointitarpeen määrittelyn raportointi

Riippumatta siitä, siirrytäänkö arviointitarpeen tunnistamisen jälkeen perusarviointiin vai lopetetaanko arviointi, on kerätty historiatieto, tehdyt tutkimukset, johtopäätökset ja perustelut arviointitarpeesta dokumentoitava.

Mahdollisen pilaavan toiminnan osalta esitetään:

- mitä ympäristölle ja terveydelle haitallisia aineita on käytetty,
- miten, kuinka paljon ja milloin haitallisia aineita on käytetty,
- millaisia jätteitä on syntynyt tai tuotu alueelle sekä
- missä haitallisia aineita ja jätteitä on varastoitu ja käsitelty.

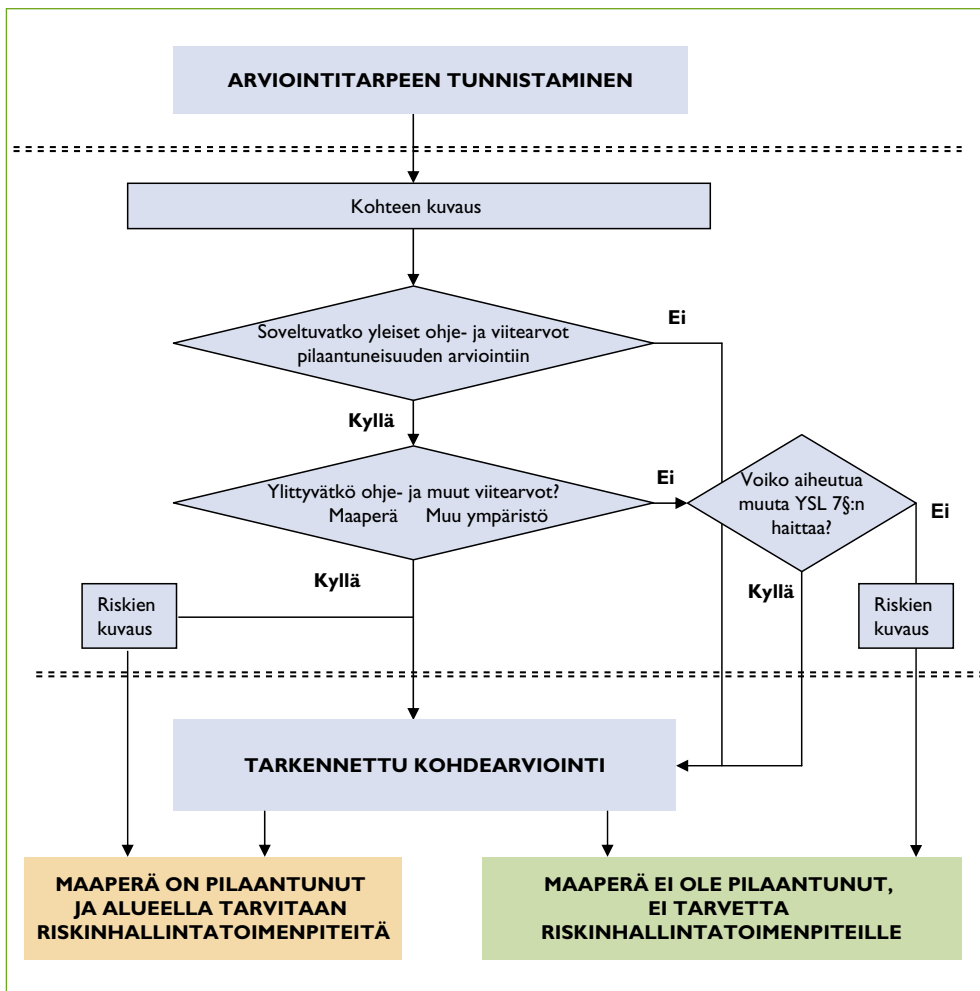
Pitoisuusmittausten osalta esitetään:

- näytteenottopaikat,
- käytetyt näytteenotto-, esikäsittely- ja analyysimenetelmät,
- mittaustulokset,
- taustapitoisuudet ja niiden määrittämisperusteet,
- kohteesta mitattujen pitoisuuksien vertailu kynnysarvoihin ja taustapitoisuuteen,
- arviointitarpeen määrittelyyn vaikuttavat kenttähavainnot,
- arvio näytteiden edustavuudesta ja mittaustulosten epävarmuudesta sekä
- johtopäätökset arviointitarpeesta ja niiden perustelut.

6 Perusarviointi

Perusarvioinnissa (kuva 5) pilaantuneisuus ja puhdistustarve arvioidaan kohteen maankäyttöä ja ympäristöolosuhteita sekä kohteessa todettuja haitta-aineita koskevien tietojen perusteella (kohteen kuvaus). Riskien hyväksyttävyydestä päätetään ensisijaisesti maaperän ohjearvojen ja tarvittaessa muiden viitearvojen avulla. Samalla arvioidaan tarve mahdollisiin lisätutkimuksiin ja arvioinnin tarkentamiseen. Ympäristö- ja terveystarkkailun lisäksi perusarvioinnissa tulee tunnistaa muut mahdolliset YSL:n 7 §:n mukaiset haitat, kuten viihtyisyyden väheneminen, ja tarvittaessa arvioida näiden vaikutus puhdistustarpeeseen.

Perusarvioinnin jälkeen on yleensä siirryttävä tarkennettuun arviointiin (luku 7) silloin, kun ohjearvot eivät yksinään sovellu pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen määrittämiseen (ks. luku 6.2.3), kohteessa havaitaan haitta-aineita selvästi taustata-sosta kohonneina pitoisuuksina muissa ympäristönosissa kuin maaperässä tai kohteessa esiintyy haitta-aineita, joille ei ole esitetty kynnys- ja ohjearvoja. Ohjearvojen ylittyessä maaperä tulee joko puhdistaa tai selvittää puhdistustarve tarkennetussa arvioinnissa.

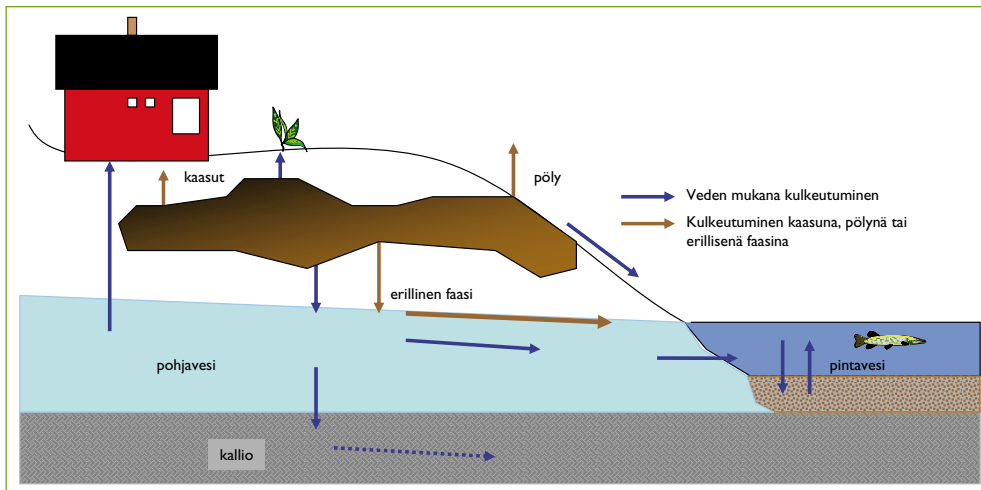


Kuva 5. Perusarviointiin liittyvät osavaiheet.

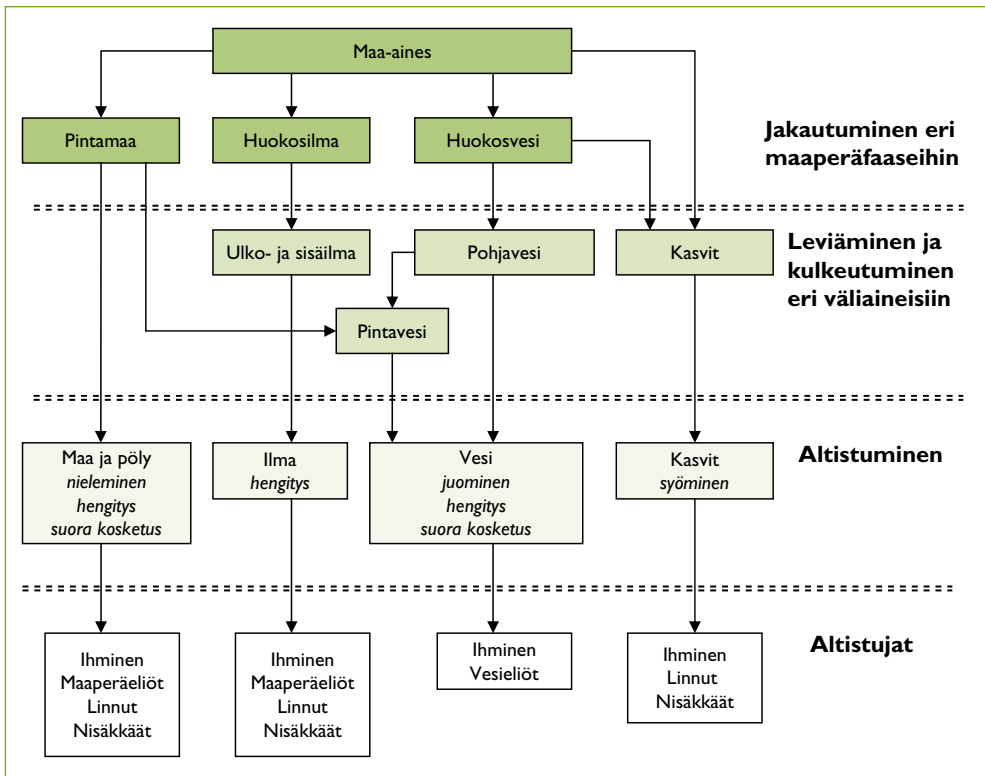
Kohteen kuvaus

Kohteen kuvauksessa esitetään perustiedot kohteessa esiintyvistä haitta-aineista ja niistä kohteen ominaispiirteistä, jotka voivat vaikuttaa aineista aiheutuviin ympäristö- ja terveysriskeihin (kulkeutuminen, altistus ja vaikutukset). Tarvittavat tiedot kootaan kirjallisuudesta ja kohteesta valmiina olevista aineistoista (kartat, maankäyttö- ja kaavatiedot, maaperä-, kallioperä-, pohjavesi- ja vesistötiedot, tutkimusraportit, jne.). Lisäksi kohteeseen tehdään maastokäynti sekä tarvittaessa hankitaan lisätietoa erilaisilla kohdetutkimuksilla (ks. liite 4).

Kohdetietojen perusteella muodostetaan ns. käsitteellinen (konseptuaalinen) malli, joka on kuvaus haitta-aineiden esiintymisestä maaperässä, niiden mahdollisista kulkeutumisreiteistä ja niille mahdollisesti altistuvista kohteista. Käsitteellinen malli voidaan esittää graafisesti (kuvat 6 ja 7).



Kuva 6. Esimerkki yleisestä käsitteellisestä mallista kulkeutumisreittien osalta.



Kuva 7. Esimerkki käsitteellisestä mallista.

Kohteen kuvauksessa käydään läpi aina seuraavat tekijät, joita PIMA-asetuksen mukaan edellytetään pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa:

- toiminnot, jotka ovat mahdollisesti pilanneet maaperää,
- maaperässä todettujen haitallisten aineiden pitoisuudet, kokonaismäärä, ominaisuudet, sijainti ja taustapitoisuudet,
- maaperä- ja pohjavesiolosuhteet alueella sekä tekijät, jotka vaikuttavat haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella,
- alueen ja sen ympäristön ja pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus,
- altistusmahdollisuus haitallisille aineille lyhyen ja pitkän ajan kuluessa,
- altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuvan haitan vakavuus ja todennäköisyys sekä haitallisten aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset sekä
- käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuus.

Jäljempänä esitetyt ohjeet toimivat eräänlaisena tarkastuslistana. Kuvaus voi tarkastelun alkuvaiheessa olla yleisluontoinen ja sitä voidaan tarkentaa jälkeenpäin sitä mukaa kun arviointiin tarvitaan yksityiskohtaisempia tietoja. Riskien tunnistamisen osalta voi alkuvaiheessa yksinkertaisimmillaan riittää tilanteen toteaminen; esimerkiksi, että kohde ei sijaitse pohjavesialueella eikä pohjavettä käytetä talousvetenä tai että kohteessa ei ole asuinrakennuksia tai siellä ei viljellä ravintokasveja.

6.1.1

Haitta-aineet ja niiden esiintyminen

Haitallisten aineiden ympäristölle ja ihmisen terveydelle aiheuttamien riskien suuruus ja luonne riippuvat aineiden kulkeutumisesta, eliöiden ja ihmisten altistumisesta aineille sekä altistumisen seurauksena aiheutuvista vaikutuksista. Näitä voidaan arvioida aineiden ympäristöpitoisuuksien, kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuuksien (pysyvyys, kulkeutuvuus ja kertyvyys) sekä myrkyllisyyden perusteella^{24 25 26} (ks. liite 10). Arvioinnissa on otettava huomioon myös haitallisten aineiden kokonaismäärä ympäristössä.

Vertaamalla mitattuja pitoisuuksia ohjearvoihin ja taustapitoisuuksiin sekä muihin viitearvoihin voidaan tunnistaa kohteessa riskien kannalta olennaiset haitalliset aineet (kriittiset aineet) ja alustavasti arvioida niistä aiheutuvia riskejä. Haitta-aineiden ominaisuuksien perusteella voidaan puolestaan arvioida muun muassa haitta-aineiden mahdollisia kulkeutumisreittejä ja vaikutuksia.

Haitallisten aineiden kokonaismäärä vaikuttaa aineiden leviämispotentiaaliin ja ajalliseen ulottuvuuteen. Siksi aineiden suuri määrä voi osoittaa mahdollista pilaantumiseriskistä ja puhdistustarvetta selkeämmin kuin näiden yksittäiset korkeat pitoisuudet (esim. pohjaveden pilaantumiseriski). Keskeisiä ovat etenkin ne aineet, jotka myrkyllisyyden lisäksi ovat joko hitaasti hajoavia ja kertyviä (esim. dioksiinit ja furaanit) tai erittäin kulkeutuvia (esim. vinyylikloridi).

Haitta-aineiden jakautuminen, sijainti ja esiintymisen laajuus maaperässä vaikuttavat aineiden kulkeutumiseen ja mahdolliseen altistumiseen. Huokosveten liuke-nevat aineet voivat päätyä maaperän läpi imeytyvän veden mukana pohjaveteen ja pohjaveden mukana edelleen vesistöihin tai kertyä huokosvedestä kasveihin tai eliöihin. Huokosilmaan haihtuvat aineet voivat taas kulkeutua ilmakehään tai rakennusten sisäilmaan. Pintamaassa maapartikkeleihin sitoutuneet aineet leviävät mahdollisesti maasta irtoavan pölyn/hienoaineksen mukana ilmaan tai huuhtoutuvat valumavesiin ja kulkeutuvat niiden mukana vesistöihin.

Tyypillisesti haitta-aineet esiintyvät maaperässä ja muissa ympäristönosissa epätasaisesti jakautuneina. Jakautumiseen ja esiintymiseen vaikuttavat mm. maaperä-

²⁴ Nikunen, E. 2002. Ympäristölle vaaralliset kemikaalit: riskinarviointi ja luokitus.

²⁵ Hazardous Substances Data Bank (HSDB). 2006.

²⁶ Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, B. & Kultamaa, A. 2000. Environmental properties of chemicals.

olosuhteet, haitta-aineiden ominaisuudet sekä päästön suuruus ja siitä kulunut aika. Useimpien haitta-aineiden sitoutuminen maa-ainekseen kasvaa ja kulkeutuvuus pienenee pitkän ajan kuluessa. Toisaalta ympäristön happamoituminen ja muut ympäristöolosuhteiden muutokset voivat myös lisätä kulkeutumista. Lisäksi monet haitta-aineet, kuten metallit, voivat esiintyä maaperässä ominaisuuksiltaan hyvin erilaisina yhdisteinä.

Perusarvioinnin yhteydessä kunkin haitallisen aineen osalta

- kuvataan vaaraominaisuudet ja pitoisuudet, joilla niitä esiintyy,
- esitetään pitoisuudet alueen maaperän eri osissa (esiintymisen laajuus ja esiintymissyvyys),
- esitetään tarvittaessa pitoisuudet muissa ympäristönosissa (mm. pohjavesi, vesistöt ja ilma),
- arvioidaan kokonaismäärät alueella,
- tarvittaessa arvioidaan määrät osa-alueittain ja
- tarvittaessa arvioidaan määrät ympäristön eri osissa (maa, ilma ja vesi).

6.1.2

Maaperäolosuhteet

Maalajien ja maakerrosten ominaisuudet (mm. pH, orgaanisen hiilen ja hienoaineksen määrä, vedenläpäisevyys sekä maakerrospaksuus ja -järjestys) vaikuttavat haitallisten aineiden käyttäytymiseen maaperässä. Maaperäolosuhteet ohjaavat mm. aineiden kulkeutumista ja hajoamista ja vaikuttavat siten niistä mahdollisesti aiheutuviin riskeihin.

Maaperäolosuhteet voivat vaihdella pienelläkin alueella etenkin syvyyssuunnassa. Lisäksi useat pilaantuneiksi epäilty alueet sijaitsevat paikoilla, joilla ihminen on muokannut ja muuttanut maaperän ominaisuuksia. Rakentamisen yhteydessä luonnon maakerroksia on poistettu ja tilalle on tuotu täyttömaita, jotka vaihtelevat puhtaasta sorasta ja sekalaisista ylijäämämaista rakennus- ja yhdyskuntajätteitä sisältäviin maa-aineksiin.

Perusarvioinnissa tarvittavia maaperätietoja kerätään maastokäynnin yhteydessä ja kirjallisuuslähteistä (esim. geotekninen maaluokitus). Lisäksi tulee tehdä mittauksia kohteessa tai kohteelta otetuista maanäytteistä laboratoriossa.

Maaperäolosuhteista esitetään seuraavat tiedot:

- maanpinnan ja kalliopinnan taso,
- maaperän laatu (luonnonmaa vai täyttömaa),
- maalajit ja
- maakerrosten järjestys ja paksuus.

Lisäksi tarvittaessa määritetään tai arvioidaan mm. pH, orgaanisen hiilen pitoisuus, orgaanisen ja hienoaineksen määrä, vedenläpäisevyys, huokoisuus, kivisyys ja redox-potentiaali.

6.1.3

Pohjavesi

Haitalliset aineet voivat kulkeutua maaperästä pohjaveteen. Pohjavedessä aineet leviävät pohjavesivirtauksen mukana. Kulkeutumiseen vaikuttavat pohjaveden virtauskuva, maaperän ominaisuudet pohjavesikerroksessa sekä haitta-aineiden ominaisuudet. Pohjaveden olosuhteista saadaan tietoa mm. alueella tehtävillä pohjavesitutkimuksilla sekä alueellisista pohjavesikartoituksista ja -tarkkailuista.

Pohjaveden pilaantumisriski tulee arvioida aina, mikäli maaperän haitallisilla aineilla on mahdollisuus pilata pohjavettä tai muuttaa sen laatua. Jos haitta-aineita on jo joutunut pohjaveteen, arvioinnissa voidaan selvittää vedenottotarpeita, altistujia jne.

Koska asetuksen liitteessä annetuissa ohjearvoissa ei ole otettu huomioon kulkeutumista pohjaveteen, tulee etenkin p-kirjaimella merkittyjen haitta-aineiden kohdalla pohjaveden pilaantumisen mahdollisuus arvioida aina erikseen. **Tämä tarkoittaa sitä, että kohteen ollessa luokitellulla pohjavesialueella tai mikäli kohteen läheisyydessä pohjavettä hyödynnetään esim. talousvetenä, kynnysarvojen ylittyessä tehdään aina tarkennettu arviointi.**

Perusarvioinnin yhteydessä pohjavesiolosuhteista ja veden käytöstä kuvataan seuraavat tekijät:

- etäisyys tärkeään tai muuhun vedenhankintakäyttöön soveltuvaan pohjavesialueeseen,
- pohjavesialueen luokka ja numero,
- etäisyys ottamoon, lähteeseen tai kaivoon,
- pohjaveden käyttö esim. talous- tai kasteluvetenä,
- pohjavedenpinnan taso,
- mahdollisen orsivesipinnan taso,
- pohjaveden virtaussuunta ja -nopeus,
- pohjaveden purkautumispaikat sekä
- tarvittaessa arvioidaan tai määritetään alueella muodostuvan pohjaveden määrä.

6.1.4

Pintavedet ja vesistöt

Haitalliset aineet voivat kulkeutua maaperästä vesistöön joko huuhtoutumalla valumavesien mukana tai vesistöön purkautuvan pohjaveden mukana. Valumavesien

määrään vaikuttavat mm. pintamaan kaltevuus ja laatu, pinnan peitto (esim. kasvilisuus), sadevesien viemäröinti ja alueen läpi kulkevat ojat. Vesistöissä haitta-aineet esiintyvät liuenneina, suspendoituneina tai kertyneinä kiintoaineen mukana pohjasedimenttiin.

Perusarvioinnissa vesistöolosuhteista kuvataan

- etäisyys lähimpiin vesistöihin
- vesistön käyttö (esim. käyttö vedenhankintavesistönä, virkistysalueena) ja
- mahdollinen erityisluonne (esim. uimarannan tai tärkeän kalastusalueen läheisyys, merkitys harvinaisten eläinten tai kasvien elinympäristönä) sekä
- tarvittaessa esitetään arvio myös valumavesien määrästä.

6.1.5

Kulkeutuminen

Kun kriittiset haitalliset aineet on määritetty ja paikannettu, tunnistetaan olennaisimmat kulkeutumisreitit, aineiden esiintymismuoto sekä aineita kuljettavat ja sitovat prosessit. Aineiden kulkeutumiseen ja muuntumiseen maaperässä sekä leviämiseen maaperästä muihin ympäristön osiin vaikuttavat mm. seuraavat prosessit:

- haihtuminen ja kulkeutuminen huokoskaasussa
- kulkeutuminen hengitysilmaan (ulkoilma ja rakennusten sisäilma)
- sitoutuminen ilman hiukkasiin (pintamaan pölyäminen)
- liukeneminen maa- ja pohjaveteen
- kulkeutuminen pohjaveteen hiukkasiin tai kolloideihin sitoutuneena
- kulkeutuminen maa- ja pohjavedessä
- kulkeutuminen pintavesiin (huuhtoutuminen, pintamaan eroosio ja pohjavesi)
- kulkeutuminen erillisenä nestefaasina
- pidäytyminen/kiinnittyminen maa-ainekseen eli sorptio ja desorptio
- muuntuminen biologisesti ja kemiallisesti
- kertyminen kasveihin ja eläimiin
- leviäminen ja kulkeutuminen ihmistoiminnan vaikutuksesta (kaivut ja maansiirrot)

Haitta-aineiden ominaisuudet ja kohteen ympäristötekijät vaikuttavat siihen, mitkä yllä mainituista mekanismeista arvioinnissa on otettava huomioon.

Passiivisen leviämisen tärkeimpien reittien tunnistamisessa otetaan huomioon muun muassa maaperän, pohjavesialueen ja pintamaan ominaisuudet sekä vesistöt ja laskuojat sekä leviämistä rajoittavat esteet ja edistävät johteet. Aktiivisen leviämisen prosesseja ovat rakennetuilla alueilla esim. maansiirto sekä suotovesien ja

jätevesien johtaminen. Haitallisten aineiden kulkeutumismahdollisuuksiin alueella vaikuttavat

- kulkeutumista rajoittavat esteet kuten tiivit maakerrokset ja rakennusten perustukset
- kulkeutumista edistävät johteet, kuten salaojat, sadevesiviemärointi sekä putki- ja sähkölinjat
- pintamaan kaltevuus ja peitteisyys (kasvillisuus ja rakennetut pinnat)
- alueella tapahtuneet maansiirrot ja täytöt
- pohja- ja orsivesien sijainti, syvyys ja virtaussuunta
- vesistöt ja niiden laskuojat

Perusarvioinnin osana esitetään alueen

- haitallisten aineiden todennäköiset kulkeutumis- ja leviämisreitit.

Haitta-aineet eivät saa kulkeutua alueelta aiheuttaen uusien alueiden pilaantumista. Siksi maaperän pitoisuudet eivät saa nousta haitta-aineiden kulkeutumisen vuoksi alueen ulkopuolella kynnsarvojen yläpuolelle edes pitkällä aikavälillä. **Tarkennettuun kohdearviointiin tulee siirtyä, mikäli aineiden kulkeutuminen alueen ulkopuolelle voi aiheuttaa uusien alueiden pilaantumista tai ympäristön laadun merkittävää huononemista.**

6.1.6

Alueen ja lähiympäristön maankäyttö

Maankäyttö määrittelee haitta-aineille todennäköisimmin altistuvat ihmisryhmät ja eliöt. Siksi arvioinnissa otetaan huomioon kohteen nykyinen ja suunniteltu käyttö. Nykyisellä käytöllä tarkoitetaan sitä käyttöä, jossa alue tosiasiaa on. Lisäksi kuvataan sellaiset alueella olevat erityistoiminnot, jotka voivat oleellisesti vaikuttaa riskien muodostumiseen, kuten päiväkodit, elintarviketuotanto, sekä erityissuojeltavat osat alueet kuten pohjavesi- ja luonnonsuojelualueet.

Alueen kaavoitustilanteen lähtötietona käytetään asemakaavaa. Jos sitä ei ole laadittu, voidaan arvioinnissa käyttää myös osayleiskaavaa, yleiskaavaa tai maakuntakaavaa. Kaavamerkintöjä voidaan käyttää hyväksi valittaessa vertailuarvona käytettävää ohjearvoa. Usein kunnostushankkeissa on jo tiedossa alueen suunniteltu käyttö, vaikka kaavamuutos ei olisi vielä valmis. Tällöin arvioinnissa tulee tarkastella myös suunniteltua maankäyttöä.

Myös alueen lähiympäristön maankäyttö kuvataan lyhyesti. Näitä tietoja voidaan tarvita arvioitaessa haitta-aineiden mahdollisesta kulkeutumisesta alueen ulkopuolelle aiheutuvia riskejä. Myös kauempana olevat kohteet kuvataan, jos niillä voi olla merkitystä riskien kannalta (ns. herkät kohteet).

Maankäytön ja toimintojen lisäksi esitetään kartoilla ja/tai valokuvina tiedot alueella olevista rakennuksista, rakenteista (mm. vesi- ja viemäriinjat ja kaapelit), pääl-

lysteistä, viheralueista ja kasvillisuudesta. Lisäksi esitetään alueella mahdollisesti elävät uhanalaiset lajit.

Perusarvioinnin yhteydessä maankäytön osalta kuvataan:

- kaavoitustilanne ja kaavamerkintä,
- alueen todellinen maankäyttö,
- erityisluonne, kuten luonnonsuojelualue tai muu mahdollisesti herkkä kohde,
- lähialueiden maankäyttö,
- maankäytön suunnitteilla olevat muutokset,
- rakennukset, rakenteet, päällysteet, viheralueet ja kasvillisuus sekä
- alueella mahdollisesti elävät uhanalaiset lajit.

6.1.7

Altistusreitit ja altistujat

Maankäytön perusteella tunnistetaan mahdolliset altistujat (ihmiset ja muut eliöryhmät). Kulkeutumisarvioinnin perusteella puolestaan selvitetään todennäköiset altistusreitit haitta-ainekohtaisesti. **Haitta-aineet voivat joutua elimistöön joko ruuansulatuksen, hengityselinten tai ihon kautta.** Altistusreitit ja niiden merkittävyys riippuvat kohde/eliöryhmästä ja elinympäristöstä.

Tyypillisiä altistusreittejä ovat esim.

- maan nieleminen (tahaton nieleminen tai 'hiekkalaatikkoikäisten' tahallinen maansyönti)
- altistuminen hengityksen kautta (maan pölyäminen, haihtuvat aineet hengitysilmassa)
- altistuminen ihon kautta (läpäisevät aineet)
- altistuminen ravinnon kautta (marjat, sienet, kohteessa viljeltävät ravintokasvit)
- altistuminen juoma- tai talousveden kautta
- altistuminen pintavedestä (uinti, käyttö pesuvetenä)

Altistujat tunnistetaan alueen väestö-, eläimistö- ja kasvillisuustietojen perusteella. Ihmisryhmistä selvitetään tarvittaessa erikseen pienten lasten altistusta. Eliölajien osalta tarkastelu kohdistetaan lajeihin, jotka ovat ekologisesti tärkeitä tai uhanalaisia tai joita käytetään ravintona.

Esitetään kohteessa eri haitallisten aineiden

- todennäköiset altistusreitit ja
- todennäköiset altistujat.

Haitalliset vaikutukset

Useimmilla haitallisilla aineilla on erilaisia vaikutuksia annoksesta, altistustavasta ja kohdeorganismista ja –elimestä riippuen. Lisäksi vaikutukset vaihtelevat yksilön herkkyyden, elinvaiheen, terveydentilan, sukupuolen ym. tekijöiden mukaan. Maaperässä esiintyvät aineet voivat aiheuttaa mm. seuraavanlaisia terveyteen liittyviä haittoja:

- hajuhaitta, epäviihtyvyys (esim. kaatopaikat)
- ärsytysoireet (esim. kreosootin haju)
- akuutit terveysvaikutukset (esim. syövyttävät aineet, kuten rikkihappo)
- lisääntymisterveyteen liittyvät mm. teratogeeniset vaikutukset (esim. lyijy)
- immuunivastustuskyvyn heikkeneminen (esim. PCB ja dioksiinit)
- vaikutukset hermostoon eli neurologiset vaikutukset (esim. lyijy)
- hormonaaliset vaikutukset (esim. ftalaatit, PCB)
- pitkäaikaiset kuolemaan johtavat sairaudet (esim. kloorifenolit ja dioksiinit -> lymfooma, bentseeni -> leukemia)

Ekologiset vaikutukset pilaantuneen alueen vaikutuspiirissä olevaan eliöstöön voivat ilmetä eri tasoilla, kuten

- häiriöinä tietyn lajin lisääntymisessä ja käyttäytymisessä,
- yksilömäärien vähenemisenä,
- lajilukumäärän vähenemisenä (biodiversiteetti) tai
- ns. tulokaslajien runsaana määränä.

Jotta haitta-aineiden yhteisvaikutukset ovat (annosten tai vasteiden osalta) suoraan summautuvia eli additiivisia, niillä tulee olla samanlainen vaikutusmekanismi ja sama vaikutuskohde. Esimerkkinä tällaisista aineista ovat PCDD- ja PCDF-yhdisteet (ks. liite 11), PCB:t ja eräät polyaromaattiset hiilivedyt ja torjunta-aineet (esim. drinit, organofosfaatit). Myös syöpävaarallisuutta pidetään yleisesti additiivisena ominaisuutena.^{27 28}

Kuvataan kohteessa kriittisten aineiden

- mahdolliset ekologiset vaikutukset,
- mahdolliset terveysvaikutukset ja
- mahdollisten yhteisvaikutusten laatu.

²⁷ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2004. Guidance manual for the assessment of joint toxic actions of chemical mixtures.

²⁸ U.S. EPA. 2005a. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures.

Epävarmuus

Arvioinnissa käytettäviin lähtötietoihin ja tutkimuksiin liittyy epävarmuutta. Arvioinnin kaikissa vaiheissa tulee kiinnittää huomiota näytteiden edustavuuteen ja lähtötietojen luotettavuuteen ja kattavuuteen. Yleisimmin epävarmuustekijät liittyvät

- alueen pilaantuneisuushistoriaan,
- haitallisten aineiden jakautumiseen alueella sekä
- tutkimusten riittävyyteen ja tulosten edustavuuteen^{29 30 31}.

Alueen pitkä käyttöhistoria lisää pilaantuneisuustutkimuksiin liittyvää epävarmuutta. Maaperää pilanneet toiminnot, niiden sijainti alueella ja käytetyt haitta-aineet ovat usein muuttuneet vuosien varrella. Maa-aineksia on saatettu kaivaa ja siirtää tai alueelle tuoda pilaantuneita ylijäämämaita ja jätteitä muualta. Jotkut haitta-aineet ovat voineet kulkeutua alueelta tai niitä on voinut kulkeutua alueelle kauempaa.

Haitallisten aineiden epätasainen jakautuminen maaperässä voi johtua mm. pistemäisistä päästölähteistä, maakerrosten ja -lajien vaihtelusta tai haitta-aineiden kulkeutumisominaisuuksista. Epävarmuutta voidaan vähentää riittävällä ja oikein suunnatulla näytteenotolla ja huomioimalla eri haitta-aineiden kulkeutumisominaisuudet.

Näytteenotto, sisältäen näytteenoton kohdentamisen sekä näytteiden kuljetuksen ja säilytyksen, on tutkimuksen kriittisin vaihe ja sen osuus tutkimuksen kokonaisepävarmuudesta on usein merkittävä. Virhelähteiden minimoimiseksi ja hallitsemiseksi näytteenotto suunnitellaan huolellisesti ja käytetään kokeneita näytteenottajia, standardoituja tai niitä luotettavuudeltaan vastaavia näytteenottomenetelmiä ja akkreditoituja laboratorioita tai laboratorioita, joissa on laatujärjestelmä tai joissa on kyseisen menetelmän laadunvarmistus. Kenttämittareilla³² saadut mittaustulokset poikkeavat usein standardisoiduilla laboratoriomenetelmillä saaduista tuloksista, joten ne pitää osin varmistaa laboratoriossa.

Mittausmenetelmiin liittyy ominaisuuksia, jotka tulee tunnistaa ja huomioida mittaustuloksia tulkittaessa ja hyödynnettäessä. Tällaisia ovat mm. menetelmän kyky mitata juuri tiettyä ainetta (spesifisyys, selektiivisyys), sen pitoisuuden muutoksia (herkkyys, tarkkuus) ja eri pitoisuustasoja (toteamisraja, mittausalue). Liitteissä 4 ja 5 on esitelty yksityiskohtaisemmin näytteenottoon ja analytiikkaan liittyviä seikkoja.

Olennaista on tunnistaa epävarmuuden tärkeimmät lähteet ja pyrkiä vähentämään niitä.

²⁹ Järvinen, H.-L. & Mroueh U.-M. 1996. Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostaminen.

³⁰ Sarkkila, J., Mroueh, U.-M. & Leino-Forsman, H. 2004. Pilaantuneen maan kunnostaminen ja laadunvarmistus.

³¹ Westerholm, H., Pehkonen, T. Mäkinen, I., Joutti, A. & Dahlbo, H. 2005. Näytteenotto pilaantuneesta maa-ainekasasta.

³² Laakso, K. 1999. Saastuneiden maiden tutkimiseen soveltuvia kenttämittareita.

Ohje- ja viitearvovertailu

Perusarvioinnin yhteydessä maaperän haitta-aineista aiheutuvat ympäristö- ja terveysriskit määritetään ja niiden hyväksyttävyydestä päätetään ensisijaisesti ohjearvojen (alempi ja ylempi ohjearvo) avulla. Mikäli käytössä on pitoisuustietoa myös muista ympäristönosista, voidaan arvioinnissa käyttää näitä koskevia yleisesti hyväksyttyjä viitearvoja (ks. 6.2.6).

Ohjearvovertailua varten tulee

- arvioida ohjearvojen soveltuvuus pilaantuneisuuden arviointiin kyseisessä koteessa,
- esittää perustelut vertailussa käytettävien ohjearvojen valinnalle,
- esittää perustelut lasketuille tunnusluvuille,
- esittää ohjearvovertailun perusteella tehty arvio maaperän pilaantuneisuudesta ja
- jakaa tarvittaessa alue pilaantumattomiin ja pilaantuneisiin osa-alueisiin.

Mikäli alueen maankäyttö muuttuu myöhemmin aiempaa herkemmäksi, kuten teollisuusalueesta asuinalueeksi, tehdään pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi tarvittaessa uudelleen vastaamaan muuttunutta tilannetta.

6.2.1

Vertailussa käytettävän ohjearvon valinta

Vertailussa käytettävä ohjearvo valitaan maankäytön perusteella. Yleensä herkkyydeltään tavanomaisessa maankäytössä vertailuarvona käytetään alempaa ohjearvoa. Tavanomaisella maankäytöllä tarkoitetaan esim. asuin-, puisto- ja virkistysalueita. Teollisuus-, varasto- tai liikennealueella tai muulla vastaavalla alueella voidaan yleensä soveltaa ylempää ohjearvoa. Vastaavalla alueella tarkoitetaan esimerkiksi päällystettyjä työpaikka-alueita, joilla ei ole asuinrakennuksia ja joiden maaperän suojelun tarve ei ole ihmisen toiminnan vuoksi erityinen.

Ohjearvojen tarkoituksenmukaisen soveltamisen kannalta on tärkeä ymmärtää, millaisin perustein arvot on määritetty ja mitä menetelmiä, tietoja ja oletuksia niiden määrittämisessä on käytetty. Aineiden leviäminen ja niille altistuminen voi olla erilaista myös samaan maankäyttötarkoitukseen käytetyillä alueilla. Esimerkiksi pientalo- tai kerrostaloalueilla asuvien ihmisten altistumisessa voi olla suuriakin eroja; kerrostaloalueilla maa mm. päällystetään useammin eikä siellä yleensä kasvateta syötäviä kasveja. Tämän vuoksi vertailua ei tule tehdä kaavamaisesti, vaan siinä on huomioitava kohteen erityispiirteet.

Ohjearvot perustuvat ekologisiin ja terveysperusteisiin viitearvoihin, joiden perusteet on esitetty erillisessä julkaisussa³³. PIMA-asetuksen liitetaulukko on merkitty kirjain e tai t kertoo, kumpi näistä on ollut ohjearvon ensisijainen peruste. Ohjearvojen määrittämisessä ei ole otettu huomioon haitallisten aineiden mahdollisen kulkeutumisen kautta alueen ulkopuolella aiheutuvaa riskiä tai riskiä pohjavedelle. Ohjearvot kuvaavat suuruusluokkaa ja ovat siten pyöristettyjä.

6.2.2

Vertailu ohjearvoihin

Ohjearvovertailussa maaperästä mitattuja pitoisuuksia verrataan maankäytön perusteella valittuihin ohjearvoihin. Mikäli yhdenkin aineen osalta ohjearvo ylittyy, maaperää pidetään pilaantuneena ja puhdistamista tarpeellisenä.

Mikäli pitoisuudet ovat vertailuarvoina käytettäviä ohjearvoja pienempiä, mutta kynnysarvoja suurempia, alue ei todennäköisesti ole pilaantunut eikä puhdistamiseen ole tarvetta. **Maaperässä on kuitenkin haitallisia aineita, jotka tulee ottaa huomioon mm. maankäytön muuttuessa tai maata kaivettaessa.** Kynnysarvot ylittävien, kaivettujen maa-ainesten käsittelyyn ja sijoittamiseen liittyy rajoituksia (luku 10).

Alempi ohjearvo

Alempi ohjearvo on asetettu pitoisuustasoon, jossa riskejä pidetään hyväksyttävänä tavanomaisessa maankäytössä. Jos maaperän haitallisten aineiden pitoisuudet ylittävät alemman ohjearvon, ympäristö- tai terveysriskiä voi tavanomaisessa maankäytössä pitää mahdollisena.

Terveysperusteisten alempien ohjearvojen pohjana on ollut tarkastelu, jossa altistusreitit ovat:

- maansyönni, ravintokasvien syöminen ja talousveden juominen³⁴,
- sisäilman, ulkoilman ja pölyn hengitys sekä suihkuvedestä haihtuvien yhdisteiden hengitys ja
- ihokosketus maan ja suihkuveden kanssa.

Useimpien haitallisten aineiden osalta alueella viljeltävien ravintokasvien syöminen, lasten maan syönni ja sisäilman hengittäminen ovat merkittävimmät altistusreitit ja ne vastaavat ohjearvoissa yleensä yli 90 % lasketusta kokonaisaltistuksesta.

Ekologisin perustein asetutut alemmat ohjearvot vastaavat pitoisuutta, joka voi standarditestien mukaan aiheuttaa haitallisia vaikutuksia 50 %:lle maaperän eliöistä tai mikrobiologisista prosesseista (HC_{50}). HC_{50} -arvot on määritetty joko tilastolliselta lajien herkkyyssjakaumalta, arviointikertoimien avulla, tai vesieliötestien tuloksista.

³³ Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäysperusteet.

³⁴ haitallisten aineiden absorboituminen vesijohtoveteen; pohjaveden käyttöä talousvetenä EI ole otettu huomioon.

Metallien osalta HC₅₀-arvoon on lisätty maan laajuudessa kartoituksessa määritelty moreenin luontaisen pitoisuuden mediaani.

Ylempi ohjearvo

Ylempi ohjearvo on asetettu pitoisuustasoon, jossa riskejä pidetään hyväksyttävänä epäherkässä maankäytössä. Ylempien arvojen osalta terveysriskien arvioinnissa on tarkasteltu seuraavia altistusreittejä:

- tahaton maan nieleminen,
- sisäilman, ulkoilman ja pölyn hengitys sekä
- ihokosketus maan kanssa.

Osa alemman ohjearvon perusteena olevista altistusreiteistä (ravintokasvit) ja altistujista (mm. lapset) on rajattu tässä tarkastelun ulkopuolelle. Lisäksi on käytetty lyhyempää altistusaikaa kuin alempien ohjearvojen johtamisessa.

Ylemmät ohjearvot on ekologisten perusteiden osalta asetettu pääsääntöisesti joko herkkyysjakaumalta (prosessit) määritetyn HC₅₀-arvon perusteella tai kaksi kertaa eliölajien HC₅₀-arvoa suuremmaksi.

6.2.3

Ohjearvojen soveltuvuus pilaantuneisuuden arvioinnissa

Ohjearvojen perustana ovat tietyt yleisperiaatteet ja ns. standardikohdetyypeille (asutus, teollisuus) tehdyt laskennalliset riskinarvioinnit. Arvioinneissa ei ole otettu huomioon mahdollisia samantyyppisten kohteiden erityispiirteitä.

Perusarviointi ei siksi yksinään riitä pilaantuneisuuden arvioinnin perusteeksi, mikäli

- kohde sijaitsee tärkeällä tai vedenhankintaan soveltuvalla pohjavesialueella tai kohteen tai sen lähialueen pohjavettä käytetään talousvetenä,
- kohteessa harjoitetaan ravintokasvien laajamittaista viljelyä tai muuta elintarviketuotantoa,
- kohteessa sijaitsee päiväkotia tai leikkipuisto,
- kohteella tai sen lähiympäristöllä on erityinen suojeluarvo (esim. luonnonsuojelualue tai alue jolla on uhanalaisia kasveja tai eläimiä)
- kohteessa on asuinrakennuksia ja maaperässä esiintyy merkittäviä määriä haihtuvia yhdisteitä,
- kohteessa esiintyy haitta-aineita, joille ei ole esitetty kynnys- ja ohjearvoja tai
- kohteen ympäristöolosuhteista, haitta-aineiden kokonaismäärästä tai ominaisuuksista johtuen aineiden kulkeutuminen alueen ulkopuolelle voi olla merkittävää tai niiden vaikutukset voivat olla huomattavia jo ohjearvoja pienemmissä pitoisuuksissa

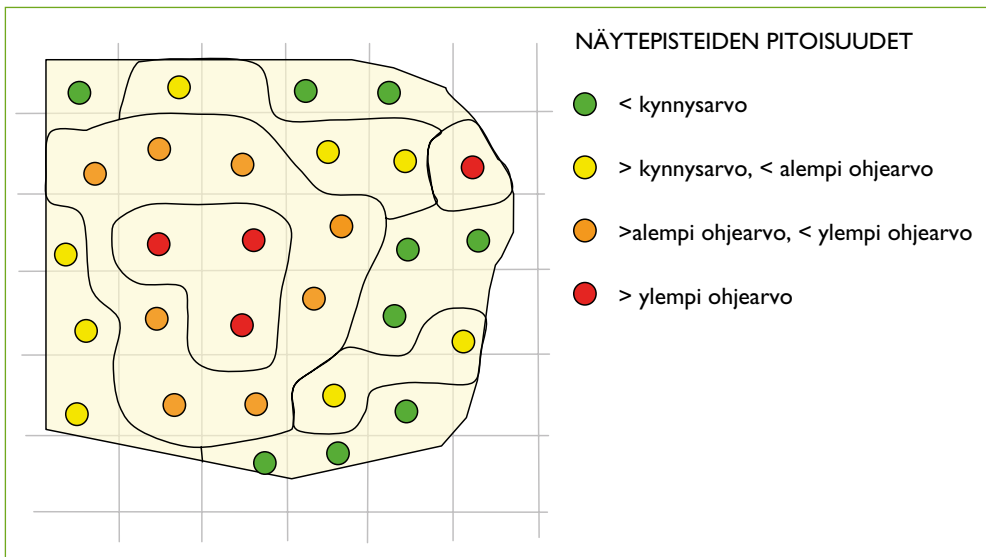
Tällöin perusarvioinnilla ei voida riittävän luotettavasti arvioida alueen pilaantuneisuutta ja on siirryttävä tarkennettuun arviointiin.

6.2.4

Mittaustulokset ja niiden esittäminen

Ohjearvovertailusta rajataan pois ne alueet, joissa mittaustulokset ovat alle kynnsarvon. Alueen maaperää, jossa mitatut haitta-ainepitoisuudet eivät ylitä kynnsarvoa, ei pidetä missään olosuhteissa pilaantuneena.

Mittaustulosten avulla alue jaetaan edelleen haitta-aineiden ja niiden pitoisuuksien perusteella pienempiin osa-alueisiin (kuva 8). Mittaustulokset pyöristetään samaan tarkkuuteen kuin vertailuarvona käytetty ohjearvo (2 merkitsevää numeroa). Aluejako otetaan huomioon pitoisuuksien horisontaalinen ja vertikaalinen jakautuminen maaperässä.



Kuva 8. Pilaantuneen alueen jakaminen osa-alueisiin näytepisteiden haitta-ainepitoisuuksien perusteella.

Ohjearvovertailun yhteydessä

- esitetään näytteenottopaikat,
- esitetään käytetyt näytteenotto-, esikäsittely- ja analyysimenetelmät,
- esitetään mittaustulokset ja maksimipitoisuudet sekä tarvittaessa niiden keskiluvut ja vaihteluvälit,
- kuvataan arviointiin vaikuttavat kenttähavainnot,
- arvioidaan näytteiden edustavuus,
- arvioidaan mittaustulosten epävarmuus ja
- esitetään johtopäätökset pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta sekä niiden perustelut,
- lisäksi alue jaetaan kynnys- ja ohjearvojen perusteella osa-alueisiin.

6.2.5

Tilastollisten tunnuslukujen käyttö

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien vertailua ohjearvoihin voidaan tehdä edellä esitetyn yksittäisiin mittauspisteiden pitoisuuksiin liittyvän aluejaon lisäksi tilastollisten tunnuslukujen avulla esim. maksimia, mediaania, keskiarvoa ja jakaumia käyttäen. Alueen maaperässä todetut maksimipitoisuudet tulee aina esittää arvion dokumentoinnissa.

Tilastollisia tunnuslukuja voidaan käyttää yksittäisiä lukuarvoja koskevan vertailun lisänä luomaan kokonaiskuvaa tutkittavalla alueella sijaitsevista eri tavoin pilaantuneista alueista (syvyys- ja sivusuunta huomioiden) sekä arvioitaessa haitallisten aineiden kokonaismääriä ja altistumisen suuruutta. Tilastollisten tunnuslukujen käyttäminen edellyttää, että käytössä on tilastolliseen käsittelyyn riittävä määrä mittaustuloksia (esim. jakaumien osalta vähintään 30 tulosta) ja että tunnuslukujen käyttö on arvioinnin kannalta muuten perusteltua. Tunnuslukuja muodostettaessa ei saa yhdistää eri syvyyksiä edustavia (pintakerrokset ja syvemmät kerrokset) tai eri suuruusluokkaa olevia tuloksia.

Käytettäessä arvioinnin osana tilastollisia tunnuslukuja

- perustellaan valitut tunnusluvut ja
- esitetään alueen maaperässä todetut pitoisuuksien vaihteluvälit.

6.2.6

Vertailu muihin yleisiin viitearvoihin

Maaperän pilaantumisen lisäksi tulee tarkastella myös muiden ympäristönosien mahdollista pilaantuneisuutta. Tätä arviointia ohjaavat sektorikohtaiset lait ja säädökset ja niiden pohjalta annetut viitearvot (luku 3.2). Vaikka alueen maaperässä ei havaittaisikaan ohjearvon ylittäviä haitta-ainepitoisuuksia, saattaa jatkotoimet lau-

kaista mm. hengitysillemalle^{35 36 37}, talousvedelle^{38 39}, pintavedelle⁴⁰ tai elintarvikkeille⁴¹ asetettujen viitearvojen ylittyminen. Mikäli on syytä epäillä maaperän aiheuttavan välillisesti uhkaa veden, ilman tai ravinnon kautta, tulee haitta-ainemittauksia tehdä myös näistä ympäristönosista.

Tarkennettu kohdearviointi on tarpeen myös silloin, kun kohteessa havaitaan selvästi taustatasoa korkeampia tai viitearvot ylittäviä pitoisuuksia haitta-aineita muissa ympäristönosissa kuin maaperässä (mittaukset tai aistinvarainen arvio).

Perusarvioinnin yhteydessä

- kuvataan arviointiin vaikuttavat havainnot,
- esitetään näytteenottopaikat,
- esitetään käytetyt näytteenotto-, esikäsittely- ja analyysimenetelmät,
- esitetään mittaustulokset ja maksimipitoisuudet ja vaihteluvälit sekä tarvittaessa niiden valitut tunnusluvut,
- arvioidaan näytteiden edustavuus ja arvioidaan tulosten epävarmuus
- esitetään taustapitoisuusarvot,
- arvioidaan viitearvojen soveltuvuus ko. kohteessa sekä
- johtopäätökset tarkennetun arvioinnin tarpeesta.

6.3

Muut pilaantuneisuuden määräytymiseen vaikuttavat tekijät

Ympäristönsuojelulain mukaan ympäristön pilaantumista arvioitaessa tulee selvittää ympäristö- ja terveysriskien lisäksi vaikutukset viihtyisyyteen sekä muuhun yksityiseen ja yleiseen etuun. Kohteen kuvauksen yhteydessä tunnistetaan, ovatko tällaiset haitat mahdollisia.

Viihtyvyyteen, hyvinvointiin ja elinoloihin liittyvät haitalliset vaikutukset voivat ilmetä esim. hajuhaittana tai kaupunkikuvan tai maiseman turmeltumisena. Lisäksi pelkkä epäily mahdollisista terveysvaikutuksista voi herättää ihmisissä pelkoa ja aiheuttaa välillisiä terveyshaittoja⁴². Epäily alueen pilaantuneisuudesta laskee kiin-

³⁵ Sosiaali- ja terveysministeriö. 2005. HTP-arvot 2005.

³⁶ Sosiaali- ja terveysministeriö. 2003. Asumisterveysohje - Asuntojen ja muiden oleskelutilojen fysikaaliset, kemialliset ja mikrobiologiset tekijät.

³⁷ Ympäristöministeriö. 2003. Rakennusten sisäilmasto ja ilmanvaihto, määräykset ja ohjeet.

³⁸ Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 461/2000.

³⁹ WHO. 2004. Guidelines for drinking-water quality.

⁴⁰ Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006).

⁴¹ Kauppa- ja teollisuusministeriön asetus eräiden vieraiden aineiden enimmäismääristä elintarvikkeessa. (22.3.2002/237).

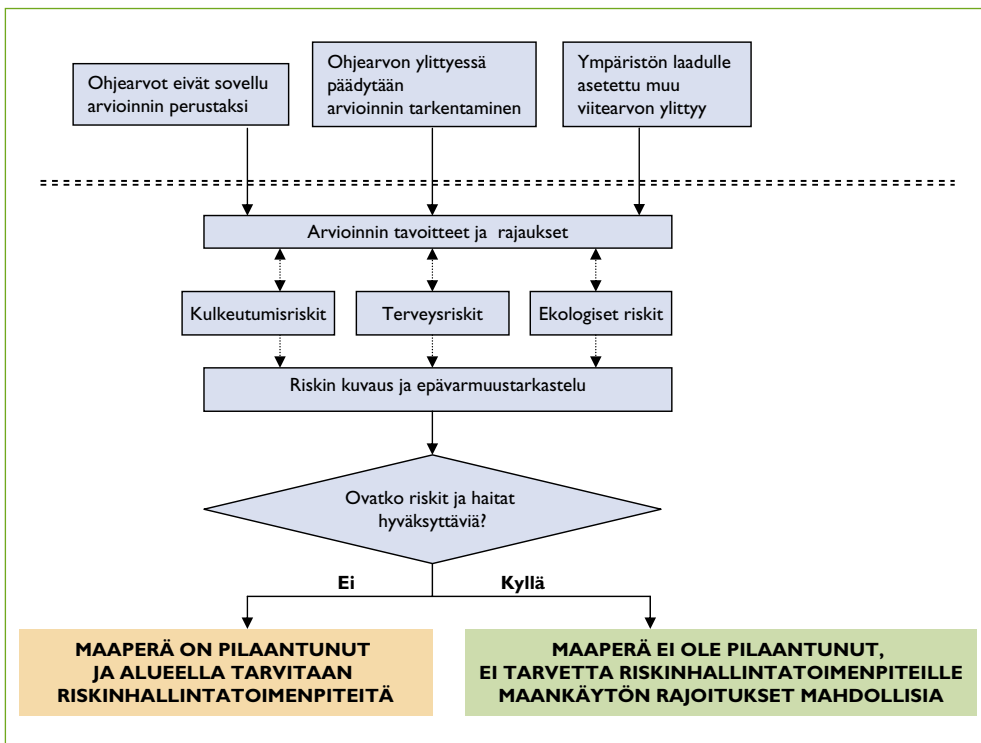
⁴² Sosiaali- ja terveysministeriö. 1999. Ympäristövaikutusten arviointi: ihmisiin kohdistuvat terveydelliset ja sosiaaliset vaikutukset.

teistön arvoa ja vaikuttaa usein myös lähialueiden arvoon ja arvostukseen. Haitallisilla aineilla saattaa myös olla vaikutuksia rakenteisiin ja rakennusmateriaaleihin mm. niiden lujuuteen, kestävyYTEEN tai eristävyYTEEN.

Pilaantuneisuuden arvioinnissa kuvataan tarvittaessa myös mahdolliset muut kuin ympäristö- ja terveysriskit, kuten riskit rakenteille sekä taloudelliset ja psykologiset riskit.

7 Tarkennettu arviointi

Tarkennetun arvioinnin tarkoituksena on täsmentää perusarvioinnissa muodostettua kuvaa alueen mahdollisesta pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta. Tarkennetussa arvioinnissa keskitytään niiden riskien tarkasteluun, joita yleisillä ohje- ja viitearvoilla ei voi riittävän tarkasti määrittää tai joista aiheutuvat riskit eivät perusarvioinnin perusteella ole hyväksyttäviä. Tarkennetun arvioinnin tavoitteenasettelu ja rajaukset perustellaan tapauskohtaisesti. Arvioinnin määrittämiseen käytetään



Kuva 9. Tarkennetun arvioinnin vaiheet.

tarkoituksenmukaisia kvalitatiivisia ja kvantitatiivisia menetelmiä. Menetelmät ja niiden perusteella tehtyt johtopäätökset kuvataan arviointiin liittyvä epävarmuus huomioon ottaen.

7.1

Yleiset tavoitteet ja rajaukset

Tarkennetun arvioinnin tavoitteenasettelu ja rajaukset tehdään ja perustellaan tapauskohtaisesti ottamalla huomioon kohdetiedot, kuten maankäyttö sekä haitta-aineiden pitoisuudet, ominaisuudet ja esiintymisen laajuus. **Arvioinnissa keskitytään riskien kannalta olennaisiin haitta-aineisiin, kulkeutumisreitteihin ja altistustilanteisiin⁴³.**

Tavoitteenasetteluun vaikuttavat aina ympäristönsuojelulta edellytettävä taso ja sen pitkän aikavälin tavoitteet, jotka määräytyvät ensisijaisesti lainsäädännön perusteella. Tarkennetun arvioinnin yleiseen rajaukseen sisältyy mm.:

- tarkasteltavien riskien määrittely,
- tarkasteltavien haitta-aineiden määrittely,
- arvioinnin alueellinen ja ajallinen rajausta sekä
- arviointimenetelmien valinta.

Ohjearvot ylittäneiden haitta-aineiden osalta tarkennettuun arviointiin tulee sisältyä aina kolme erillistä osavaihtoa:

- kulkeutumisriskin arviointi,
- terveystarvikkeen arviointi ja
- ekologisen riskin arviointi.

Lisäksi tarkennettu arviointi tulee tehdä tietyissä tapauksissa jo kynnysarvojen ylityksessä (ks. luku 6.2.3).

Arviointi rajataan tällöin esimerkiksi seuraavasti:

- kun kohde sijaitsee tärkeällä tai vedenhankintaan soveltuvalla pohjavesialueella tai kohteen tai sen lähialueen pohjavettä käytetään talousvetenä → tarkastellaan kulkeutumista maaperästä pohjaveteen sekä riskiä pohjaveden laadulle ja terveydelle.
- kun kohteessa harjoitetaan laajamittaista ravintokasvien viljelyä tai muuta ravinnon tuotantoa → tarkastellaan kulkeutumista maaperästä elintarvikkeisiin sekä riskiä ravintoaineiden laadulle ja terveydelle.
- kun kohteessa sijaitsee päiväkotitai leikkipuisto → tarkastellaan riskiä lasten terveydelle.
- kun kohteella tai sen lähiympäristöllä on erityinen suojeluarvo → tarkastellaan ekologista riskiä ja tämän vaikutusta suojeluarvoon.

⁴³ Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi - mitä, missä, miten.

- kun kohteessa on asuinrakennuksia ja maaperässä esiintyy haihtuvia yhdisteitä → tarkastellaan kulkeutumista maaperästä sisäilmaan sekä riskiä sisäilman laadulle ja ihmisten terveydelle.
- kun kohteen ympäristöolosuhteet tai kohteen haitta-aineiden ominaisuudet poikkeavat tavanomaisesta siten, että aineiden kulkeutuminen alueen ulkopuolelle (esim. vesistöt) voi olla merkittävää → tarkastellaan kulkeutumista alueen ulkopuolelle.

Tarkennetun arvioinnin tavoitteenasettelua ja rajoituksia täsmennetään jokaisen arviointiin liittyvän osavaiheen osalta erikseen. Eri osavaiheissa käytettävät menetelmät valitaan tarkoituksenmukaisesti. Tavoitteenasettelu, rajoitukset ja arviointimenetelmien valinta perustellaan.

7.2

Arviointimenetelmiä

Tässä ohjeessa on esitetty pääpiirteitä menetelmistä, joita tarkennetussa arvioinnissa voidaan soveltaa. **Ohje ei esitä vaatimuksia minkään yksittäisen menetelmän käytölle.**

Arviointimenetelmät valitaan aina tapauskohtaisesti. Yleensä arviointi voidaan aloittaa suhteellisen yksinkertaisilla, helposti toteutettavilla menetelmillä. Yksityiskohtaisempiin sekä enemmän lähtötietoja ja resursseja vaativiin menetelmiin siirrytään vasta, kun nämä todetaan tarpeelliseksi. Tarkennettu arviointi ei edellytä jokaisen osavaiheen yhteydessä kvantitatiivista arviointia, mikäli arvio voidaan tehdä luotettavasti kvalitatiivisin menetelmin kohdetietojen ja haitta-aineiden ominaisuustietojen perusteella.

Tarkennettu arviointi voi perustua haitta-aineiden ympäristökäyttäytymisen sekä ihmisten ja eliöiden altistumisen ja vaikutusten laskennalliseen mallintamiseen, ympäristömittauksiin, ekotoksikologisiin ja ekologisiin tutkimuksiin sekä ihmisten altistumista ja terveydentilaa selvittäviin tutkimuksiin. Arvioinnissa käytetään myös kirjallisuudessa esitettyjä tietoja haitta-aineiden ominaisuuksista, käyttäytymisestä ja vaikutuksista ympäristössä. Näiden tietojen osalta arvioinnissa voi soveltaa myös Suomen ympäristökeskuksen julkaisua ohjearvojen määrittämisestä⁴⁴ ja siinä esitettyjä haitallisten aineiden tietokortteja. Kulkeutumisriskin, terveysriskin ja ekologisen riskin arviointia käsittelevissä luvuissa on esitetty esimerkkejä yksinkertaisista laskentayhtälöistä ja menetelmistä, joita voi soveltaa lähinnä tarkennetun arvioinnin ensimmäisessä vaiheessa. Lisätietoa riskinarvioinnista ja siinä käytettävistä menetelmistä on saatavissa mm. Yhdysvaltojen ympäristöviraston internet-sivuilla⁴⁵.

⁴⁴ Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet.

⁴⁵ U.S.EPA 2007a. Waste and Cleanup Risk Assessment.

Ohjearvojen määrittäisperusteet ja muut kirjallisuustiedot

Tarkennetussa arvioinnissa voidaan hyödyntää kynnys- ja ohjearvojen määrittäisperusteita. Ohjearvojen perustaksi maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksille on määritelty sekä tavanomaisessa että tavanomaista vähemmän herkässä maankäytössä laskennalliset pitoisuusarvot, jotka kuvaavat suurinta yleisesti hyväksyttävää riskiä (ns. SHP-arvot). Nämä arvot on johdettu teoreettiselle standardialueelle ekologisten (SHP_{eko}) ja terveysriskien (SHP_{ter}) perusteella (ks. liite 12) PIMA-asetuksen liitetaulukossa ohjearvon perässä oleva merkintä (e tai t) kertoo, perustuuko kyseinen ohjearvo SHP_{eko}- vai SHP_{ter}-arvoon⁴⁶. Kynnysarvojen perustaksi määritettyjä viitearvoja ovat suurinta ekologisten vaikutusten osalta haitatonta pitoisuutta kuvaava SVP-arvo ja pohjaveden pilaantumisriskien tunnistamiseen käytettävä SVP_{pv}-arvo (ks. liite 12).

Kynnys- ja ohjearvojen perustana olevien viitearvojen määrittäminen on kuvattu yksityiskohtaisesti erillisessä julkaisussa⁴⁷. Viitearvot ja niiden perustana olevat toksisuustiedot on esitetty myös ainekohtaisesti samassa julkaisussa olevissa haitallisten aineiden tietokorteissa. Niissä on myös lyhyesti kuvattu haitta-aineiden:

- tyypilliset käyttökohteet
- päästöt ympäristöön
- luontainen esiintyminen maaperässä
- käyttäytyminen maaperässä
- merkittävimmät riskitekijät
- virallinen vaaraluokitus.

Tarkennetussa arvioinnissa tarvittavaa kirjallisuustietoa haitta-aineiden ominaisuuksista, käyttäytymisestä ja vaikutuksista ympäristössä on saatavissa runsaasti esimerkiksi internetissä olevista tietokannoista^{48 49 50 51 52 53 54 55}. Kirjallisuustietoa käytettäessä on arvioitava aina tiedon luotettavuus ja soveltuvuus tarkasteltavaan kohteeseen. **Kirjallisuuteen perustuvien tietojen lähteet esitetään arviointiraportissa.**

⁴⁶ Ohjearvoja ei ole asetettu suoraan SHP-arvojen perusteella, jos näistä on ollut perusteltua poiketa aineiden ominaisuuksiin, suoritettun riskitarkastelun laskentaperiaatteisiin tai laskennassa käytettyjen lähtötietojen epävarmuuksiin liittyen. Lisäksi ohjearvot on pyöristetty sopiviksi tasaluvuiksi ottamalla huomioon myös muut samaan aineryhmään kuuluvat yhdisteet.

⁴⁷ Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäisperusteet.

⁴⁸ Toxicology Data Network (Toxnet). 2005. Toxnet.

⁴⁹ U.S. EPA. 2007b. Integrated Risk Information System (IRIS).

⁵⁰ Risk Assessment Information System (RAIS). 2005. Toxicity Profiles.

⁵¹ International Programme on Chemical Safety (IPCS) INCHEM. Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations.

⁵² EXTOTOXNET (The Extension Toxicology Network).

⁵³ U.S. EPA. 2007c. ECOTOX Database.

⁵⁴ Pesticide Action Network (PAN) Pesticides Database. 2007.

⁵⁵ Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet -turvallisuusohjeet (OVA-ohjeet). 2006.

Tarkennetut ympäristömittaukset ja -tutkimukset

Arvioinnin luotettavuutta voidaan parantaa erilaisilla ympäristömittauksilla ja -tutkimuksilla. Aineiden leviämisen ja altistumisen arvioimiseksi on yleensä tärkeää saada tietoa mm. maaperän rakenteesta ja ominaisuuksista, haitta-aineiden liukoisuuksista, pohjaveden virtauskuvasta ja pitoisuuksista eri ympäristönosissa.

Kohdekohtaisiin tutkimuksiin perustuvaa tietoa maaperän ominaisuuksista tarvitaan erityisesti kulkeutumisriskien arvioimiseen. Laskennallisessa arvioinnissa usein tarvittavia maaperätietoja ovat mm. pH, redox-potentiaali, orgaanisen hiilen ja hienoaineksen määrä, tiheys, raekokojakauma, vedenläpäisevyys, huokoisuus ja huokosten kyllästysaste. Arvioinnin tasosta ja arviointimenetelmistä riippuen maaperätiedot voidaan hankkia joko kirjallisuudesta (esim. maaperän geotekninen luokitus) tai kohdekohtaisilla mittauksilla.

Pohjaveden virtauskuva selvitetään mittaamalla pohjavedenpinnan korkeuksia alueelle asennettavista/asennetuista havaintoputkista ja alueella mahdollisesti sijaitsevista kaivoista. Pohjaveden virtausolosuhteiden selvittämiseksi tarvitaan vähintään kolme havaintoputkea (tai kaivoa). Selvästi enemmän havaintopisteitä tarvitaan virtauskuvan selvittämiseen laajoissa ja maakerrosrakenteeltaan monimutkaisissa muodostumissa. Matemaattisten virtausmallien käyttö kulkeutumisriskin arvioinnissa edellyttää yksityiskohtaista tietoa alueen virtauskuvasta sekä olemassa olevaan geologiseen aineistoon, maaperäkairauksiin ja/tai geofysikaalisiin mittauksiin perustuvaa maakerrosrakenteen ja kallioperän tulkintaa⁵⁶. Pohjavesinäytteenotosta, kenttämäärittämisestä, näytteiden käsittelystä ja kuljetuksesta on esitetty käytännön ohjeita mm. Vesiyhdistys ry:n julkaisemassa oppaassa⁵⁷.

Haihtuvien yhdisteiden kulkeutumista maaperästä hengitysilmaan voidaan selvittää maaperän huokoskaasusta ja/tai rakennusten sisäilmasta otettujen kaasunäytteiden avulla. Kaasunäyte kerätään näytteenottimena toimivaan adsorbenttiin aktiivisesti (alipaineimu) tai passiivisesti (diffusioituminen pidemmän ajan kuluessa). Maa-ainekseen sitoutuneiden aineiden kulkeutumista ilmaan voi puolestaan arvioida ilman hiukkaspitoisuusmäärittämisellä.

Haitta-aineiden kulkeutumismahdollisuutta maaperässä voidaan selvittää liukoisuustesteillä. Niissä määritetään maa-aineksesta veteen liukenevaa haitta-aineen määrää. Tulosten perusteella voidaan arvioida maaperästä veden mukana aiheutuvia haitta-ainepäästöjä ja pitoisuuksia pohja- tai pintavedessä pitkän ajan kuluessa. Liukoisuustesteissä voidaan selvittää myös ympäristöolosuhteiden, kuten pH:n ja sademäärän, vaikutusta haitta-aineiden liukoisuuskäyttäytymiseen. Testien käyttö kulkeutumisriskin arvioinnissa edellyttää arvioinnin tavoitteiden kannalta oikeiden testimenetelmien valintaa ja siten riittävää asiantuntemusta testeistä ja tulosten tul-

⁵⁶ Suomen ympäristökeskus. 2006a. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE). Mallinnus pohjaveden pilaantumisriskin arvioinnissa.

⁵⁷ Kinnunen, T. (toim.) 2005. Pohjavesitutkimusopas - käytännön ohjeita.

kinnasta. Erilaisia liukoisuustestejä on standardisoitu ja kehitetty erityisesti jätteissä esiintyvien epäorgaanisten yhdisteiden liukoisuuskäyttäytymisen tutkimiseen, mutta monet testit soveltuvat myös maaperätutkimuksiin. Viime vuosina liukoisuustestejä on kehitetty myös orgaanisille haitta-aineille⁵⁸.

7.2.3

Laskentamallit

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi perustuu suurelta osin mahdollisten haittojen ennustamiseen, koska kaikkia niihin vaikuttavia tekijöitä on yleensä mahdoton mitata. Siksi arvioinnissa käytetään usein apuna matemaattisia laskentamalleja, joilla tarkasteltavia ilmiöitä pyritään kuvaamaan. Matemaattiset mallit voivat olla riskinarviointiin erikseen kehitettyjä ohjelmistoja, teoreettisia tai kokemusperäiseen tietoon perustuvia laskentayhtälöitä tai tilastollisen aineiston käsittelyyn tarkoitettuja laskentatyökaluja.

Haitta-aineiden kulkeutumista ja pitoisuuksien muutosta ympäristönosasta toiseen voidaan arvioida laskennallisesti leviämisen-/kulkeutumismalleilla. Malli voi koskea vain tiettyä ympäristönosaa, kuten pohjavettä, tai käsittää samanaikaisesti useita ympäristönosia (ns. monireitti- tai multimedimallit). Monilla yleisesti käytössä olevilla monireittimalleilla voi tarkastella kulkeutumisen lisäksi ihmisten altistumista. Esimerkiksi internetin kautta on ladattavissa ilmaiseksi mm. seuraavia monireitti- ja ihmisten altistusta kuvaavia malleja:

- Caltox⁵⁹
- MMSOILS⁶⁰
- Multimed⁶¹
- SSL⁶²
- RAIS⁶³
- CLEA⁶⁴
- IEUBK ja ALM⁶⁵ (veren lyijypitoisuuden arviointi)

Muita yleisesti käytettyjä monireittimalleja ovat ohjearvojen määrittämisessä hyödynnetty Risc-Human-ohjelma⁶⁶, joka on hollantilaisen CSOIL- laskentamallin kaupallinen versio, sekä erityisesti suomalaisiin olosuhteisiin ja öljyhiilivetyjen terveysriskinarviointiin kehitetty SoiliRisk-malli, jonka voi tilata Öljyalan Palvelukeskuksesta.

⁵⁸ Hansen, J. & Andersen, L. 2006. Laktester för riskvärdering av förorenade områden – Underlagsrapport 2a: Laktester för organiska ämnen.

⁵⁹ Environmental Energy Technologies Division. 2007. Caltox.

⁶⁰ U.S.EPA. 2006. Exposure Assessment Models. MMSOILS.

⁶¹ U.S.EPA. 2006b. Exposure Assessment Models. MULTIMED.

⁶² U.S.EPA. 2007c. Soil Screening Guidance for Chemicals.

⁶³ Risk Assessment Information System (RAIS). 2007. Human Health Risk Exposure Model.

⁶⁴ Environment Agency. 2007. Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA).

⁶⁵ U.S.EPA. 2006c. Software and User's Manual.

⁶⁶ Van Hall Instituut. 2006. Risc Identification of Soil Contamination (RISC). Risc-Human.

Laskentamallien ominaisuudet ja lähtötietojen tarve vaihtelevat huomattavasti (ks. liite 13). Mallinnuksen käyttö edellyttää, että arvioinnin tekijä tuntee riittävän hyvin mallin teoreettisen perustan ja osaa arvioida, soveltuuko malli tarkasteltavan ilmiön kuvaamiseen kyseisessä kohteessa. **Arvioinnin tarkastamisen vuoksi käytettyjen mallien laskentaperiaatteet kuvataan lyhyesti myös arviointiraportissa.** Tämä tarkoittaa esimerkiksi tuloksen kannalta tärkeimpien laskentayhtälöiden esittämistä.

Myös **mallin herkkyyks syöttötietojen vaihtelulle on tunnettava, ja tuloksen kannalta tärkeimmät syöttötiedot kuvattava arviointiraportissa.** Monissa laskentamalleissa laskentaparametreille on annettu oletusarvoja, jotka tulee mahdollisuuksien mukaan korvata tarkasteltavaa kohdetta paremmin kuvaavilla arvoilla. Tämä koskee erityisesti maaperää ja muuta ympäristöä koskevia muuttujia, joiden arvot vaihtelevat merkittävästi eri alueiden välillä. **Mallien oletusarvojen muutokset tulee aina esittää ja perustella. Lisäksi esitetään kirjallisuuteen perustuvien tietojen lähteet.**

Mallintamisen osalta tarkennettu arviointi voidaan usein toteuttaa deterministisenä. Tämä tarkoittaa, että mallin syöttötietoja ja laskennan tuloksia kuvataan yksittäisillä lukuarvoilla. Deterministiseen mallintamiseen perustuva arviointi voidaan aloittaa käyttämällä laskennassa suhteellisen konservatiivisia eli todellisia riskejä todennäköisesti yliarvioivia lähtötietoja ja –oletuksia. Mikäli riskit tai haitat tällaisen tarkastelun jälkeen voidaan arvioida hyväksyttäviksi, ei ole tarkoituksenmukaista edetä yksityiskohtaisempaan ja realistisempaan arviointiin. Tällöin ei myöskään yleensä tarvita arviointiin liittyvän epävarmuuden kvantitatiivista tarkastelua. Jos hyväksyttävä riskitaso, pitoisuus tai muu mallinnuksella määritettävä tekijä ylittyy konservatiivisessa tarkastelussa, voidaan siirtyä realistisempaan arviointiin, jossa laskennassa tehdyillä oletuksilla ja käytetyillä laskentaparametrien arvoilla pyritään kuvaamaan kohteessa todenmukaisempaa tilannetta. Mikäli realistisen arvioinnin kautta arvioidut riskit tai haitat todetaan hyväksyttäviksi, arviointiin liittyvää epävarmuutta tulee aina tarkastella erikseen.

Mallintamiseen perustuvassa arvioinnissa voidaan käyttää myös probabilistista eli todennäköisyyteen perustuvaa tarkastelua^{67 68 69}. Tällöin ainakin osa lähtötiedoista syötetään malliin tilastollisina jakaumina ja myös laskennan tulokseksi saadaan todennäköisyyttä kuvaava jakauma. Probabilistisilla malleilla voidaan tarkastella determinististä arviointia tarkemmin arviointiin liittyvää epävarmuutta ja lähtötietojen valinnan merkitystä riskiin. Toisaalta on otettava huomioon, että todennäköisyyslaskelmiin perustuva arviointi edellyttää enemmän tietoa kuin deterministinen arviointi, mm. laskennassa käytettävien muuttujien tilastollisista tunnusluvuista, jakaumien muodoista ja eri muuttujien välisistä riippuvuussuhteista. Mikäli tällaista kohdekohtaista tietoa ei ole riittävästi saatavilla, probabilistisen tarkastelun käyttö ei

⁶⁷ Lumina Decicion Systems, Inc. 2007. Analytica.

⁶⁸ Palisade Europe. 2007. @Risk.

⁶⁹ Decisioneering Inc. 2007. Crystal Ball.

sekä U.S.EPA. 2007e. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 3 Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment (RAGS 3A).

ole tarkoituksenmukaista. Siksi on usein syytä pitäytyä deterministisessä arvioinnissa ja esimerkiksi herkkyysanalyysillä tunnistettujen merkittävimpien laskentaparametrien tilastollisessa tarkastelussa.

7.2.4

Ekotoksikologiset ja ekologiset tutkimukset

Haitta-aineiden aiheuttamia vaikutuksia eliöissä voidaan yksinkertaisimmillaan arvioida pitoisuusmittausten ja kirjallisuudessa esitettyjen myrkyllisyystietojen tai ekologisten viitearvojen perusteella. Ekologiset viitearvot ovat arvioita eliöille haitattomista tai haitallisista pitoisuuksista ympäristössä. Viitearvot voivat koskea ainoastaan yhtä lajia tai yleisesti kaikkia tietyssä ympäristönosassa eläviä lajeja. Ohjearvojen perustana olevat SHP_{eko} -arvot ovat esimerkkejä maaperän ekologisista viitearvoista.

Suurin osa saatavilla olevasta ekotoksisuutta koskevista tiedosta perustuu yksittäisten kemikaalien myrkyllisyyden osoittamiseen kehitettyjen standardoitujen toksisuustestien käyttöön. Näissä testeissä haitta-aine lisätään näytematriisiin yleensä liuoksessa. Testissä tarkastellaan tyypillisesti vain yhtä kohdeorganismia ja näissä yhtä tai useampaa vaikutustyyppiä eli vastetta joko lyhytaikaisessa tai pitkäaikaisessa altistuksessa (akuutit ja krooniset testit⁷⁰).

Käytännössä monet haitta-aineet sitoutuvat maaperässä tiukasti maa-ainekseen eivätkä siten ole liukoissa ja eliöille helposti saatavassa muodossa. Maaperässä on myös tavallisesti useita erilaisia haitta-aineita, joilla voi olla haitallisia yhteisvaikutuksia. Haitta-ainekohtaisten standarditestien ja kirjallisuustietojen perusteella ei voi tavallisesti ottaa näitä tekijöitä huomioon, minkä takia arviointia voi olla syytä tarkentaa kohteessa tai kohteen ympäristönäytteillä laboratoriossa tehtävillä biologisilla ja ekologisilla tutkimuksilla.

Kohteen maanäytteillä laboratoriossa tehtävät ekotoksikologiset testit (biotestit) on kehitetty yleensä edellä mainituista standarditesteistä. Keinotekoisien testimaan ja siihen lisätyn yksittäisen haitta-aineen sijasta näissä testeissä selvitetään pilaantuneeksi epäillyn maaperän todellista haitallisuutta eliöille. Tällaisten biotestien avulla voidaan arvioida haitta-ainekohtaisia testejä paremmin mm. aineiden todellista biosaatavuutta kohteessa sekä mahdollisia yhteisvaikutuksia.

Biomonitoroinnilla tarkoitetaan eliöiden kudosten haitta-ainepitoisuuksien mittaamista. Biomonitorointia käytetään haitta-aineiden kertyvyyden ja eliöiden altistumisen arviointiin. Biomarkkerit ovat eliöistä mitattavia fysiologisia tai biokemiallisia vasteita (esim. tiettyjen entsyymien aktiivisuus), joilla on yhteys haitta-ainealtistukseen tai siitä seuraaviin vaikutuksiin. Biomonitorointi ja biomarkkerimääritykset

⁷⁰ Kirjallisuudessa lyhytaikaistestien tulokset on yleensä ilmoitettu L(E)C_{50} -arvoina (Lethal/Effect Concentration) ja pitkäaikaistestien tulokset NOEC-arvoina (No Observed Effect Concentration). L(E)C_{50} tarkoittaa pitoisuutta, jossa kuolleisuus tai muu mittausvaste on todettu 50 %:lla koe-eliöistä ja NOEC suurinta testissä käytettyä pitoisuutta, jossa vaikutuksia ei ole todettu. Mikrobiologisten testien tulokset esitetään tavallisesti NOEC-arvoina tai EC_x -arvoina, joissa x ilmaisee mitatun vasteen prosentuaalisen vähenemän/heikentymisen kontrollinäytteeseen verrattuna.

voidaan toteuttaa laboratoriossa kohteen maanäytteillä ja valituilla testieliöillä tai tekemällä mittaukset suoraan alueelta kerätyistä eliöistä. Pelkästään biomonitoroinnin ja biomarkkereiden avulla ei yleensä voi tehdä ekologista riskinarviointia, mutta ne voivat antaa tärkeää lisätietoa aineiden kertyvyydestä ja mahdollisista vaikutuksista.

Malliekosysteemi tarkoittaa koejärjestelyä, joka jäljittelee todellista luonnossa esiintyvää ekosysteemiä. Malliekosysteemit voivat olla laboratoriomittakaavan mikrokosmoksia ja suurempia luonnon ekosysteemeistä erotettuja tai keinotekoisesti rakennettuja mesokosmoksia. Malliekosysteemeissä haitta-aineiden vaikutuksia tutkitaan yleensä samanaikaisesti useilla eri trofiatason organismeilla.

Kemiallisten ja biologisten tutkimusten lisäksi ekologisen riskin arvioinnissa voidaan käyttää erilaisia ekologistia tutkimuksia. Ekologisilla tutkimuksilla tarkoitetaan esimerkiksi kohdealueen eliöiden runsauden ja lajimäärän määrittämistä ja vertaamista valitun, puhtaaksi tiedetyn vertailualueen vastaavien tietojen kanssa. Merkittävät erot alueiden eliöyhteisöjen rakenteessa tai yksilömäärissä voivat ilmentää haitallisten aineiden aiheuttamia vaikutuksia. Ekologisten tutkimusten osalta on otettava huomioon, että havaitut erot kohdealueen ja vertailualueen välillä voivat johtua myös muista ympäristötekijöistä. Näiden muiden ympäristötekijöiden selvittäminen on ensiarvoisen tärkeää. Siksi ekologisten tutkimusten tulosten tulkinta vaatii aina maaperäekologian hyvää tuntemusta.

Ekotoksikologia ja ekologia tutkimusmenetelmiä on kuvattu tarkemmin mm. ekologisen riskinarvioinnin menettelytapaoppaassa⁷¹.

7.2.5

Altistusmittaukset ja terveydentilan tutkimukset

Biologisia altistumismittauksia voidaan tehdä myös terveysriskien arvioimiseksi. Tällöin biomonitoroinnilla tarkoitetaan ihmisen altistumisen tai elimistön haitta-ainekuorman arviointia. Kohdistamalla biomonitorointi tarkasteltavan alueen vaikutuspiirissä oleviin ihmisiin voidaan arvioida kohteen haitta-aineille jo tapahtunutta altistusta. Altistusmittaus tehdään tavallisesti kemiallisilla analyysillä veri- tai virtsanäytteistä. Myös hiuksista voidaan selvittää pitkäaikaista altistumista joillekin haitta-aineille.

Altistumisen seurauksena aiheutuvia vaikutuksia voidaan arvioida ihmisten terveydentilaa selvittävien epidemiologisten tutkimusten avulla. Tutkimukset voidaan kohdistaa biomonitoroinnin tavoin tarkasteltavan alueen vaikutuspiirissä oleviin ihmisiin, mutta arvioinnissa voidaan hyödyntää myös muista kohteista saatujen tutkimusten tuloksia. Epidemiologisissa tutkimuksissa havaittavien vaikutusten yhdistäminen yksinomaan maaperän haitta-aineista aiheutuvaan altistukseen on usein vaikeaa. Tähän vaikuttavat mm. altistuneiden pieni määrä, muista lähteistä tuleva

⁷¹ Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo M. 2007. Maaperän pilaantumisen ekologinen riskinarviointi – menettelytapaopas.

tausta-altistus, altistuksen keston vaihtelut, useiden aineiden yhteisvaikutukset sekä elämäntapaan, ravintoon, perimään, yleiseen terveydentilaan ja muhin henkilökoh-
taisiin tekijöihin liittyvät häiritsevät tekijät⁷².

Altistumismittausten ja epidemiologisten tutkimusten suunnittelusta ja toteutuk-
sesta tulisi neuvotella aina terveysalan asiantuntijoiden kanssa. Esimerkiksi verinäyt-
teiden ottoon tarvitaan erillinen eettisen toimikunnan lupa. Myös biomonitorointi-
näytteiden säilyttämiseen, tietojen käyttöön ja luovuttamiseen yms. liittyy rajoitteita,
jotka on otettava huomioon.

7.3

Epävarmuustarkastelu

Tarkennetun arvioinnin tulosten käsittely ja johtopäätösten teko edellyttää arvioinnin
luotettavuuden tarkastelua. Arvioinnin luotettavuutta arvioidaan epävarmuustar-
kastelussa joko laadullisesti tai määrällisesti. Epävarmuus aiheutuu arvioinnissa
käytetyn tiedon puutteesta ja luonnollisesta vaihtelusta sekä käytettävien arviointi-
menetelmien rajoitteista.

7.3.1

Epävarmuustekijät

Tiedonpuutteeseen liittyviä epävarmuustekijöitä ovat mm. pitoisuustietojen riittä-
vyys ja edustavuus, tehdyt oletukset kulkeutumis- ja altistusreiteistä, arvioinnissa
käytettävien parametriarvojen valinta, haitta-aineiden käyttäytymisessä ja myrskyl-
lisyudessa pitkällä aikavälillä tapahtuvat muutokset sekä mahdolliset yhteisvaiku-
tukset. Monia tiedonpuutteesta aiheutuvia epävarmuustekijöitä voidaan vähentää
lisäämällä tai tarkentamalla kohteessa tehtäviä tutkimuksia.

Arviointimenetelmien käytössä epävarmuutta aiheuttaa niiden soveltuvuus ky-
seiseen kohteeseen ja tarkasteltavien ilmiöiden kuvaamiseen. Arviointimenetelmien
epävarmuus on yleensä sitä suurempi, mitä pidempää aikajaksoa tarkastellaan. Tätä
epävarmuutta voidaan vähentää käyttämällä arviointiin useampia menetelmiä ja
suorittamalla kohteessa arviointia tukevia mittauksia (esim. pitoisuusmittaukset eri
ympäristönosista kulkeutumisriskin arvioinnissa).

7.3.2

Epävarmuustarkastelun toteutus

Epävarmuustarkastelussa pyritään tunnistamaan epävarmuuden ja vaihtelun mer-
kittävimmät lähteet ja arvioimaan näiden vaikutus saatuihin tuloksiin. Laadullisen
epävarmuustarkastelun perusteella voidaan tunnistaa mahdollinen tarve arvioin-
nin tarkentamiseen, lisätutkimuksiin tai kvantitatiiviseen epävarmuustarkasteluun.

⁷² Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi - mitä, missä, miten.

Taulukossa 1 on esimerkki kvantitatiivisen riskinarvioinnin lähtötietojen ja muiden epävarmuuksien laadullisesta tarkastelusta⁷³.

Kvantitatiivisessa epävarmuustarkastelussa käytetään yleensä todennäköisyyslaskelmiin perustuvaa lähestymistapaa. Todennäköisyyspohjainen arviointi edellyttää tietoja riskien laskennassa käytettävien muuttujien tilastollisista tunnusluvuista, tilastollisen jakauman muodosta sekä erillisten muuttujien välisistä riippuvuussuhteista. Näitä tietoja on käytännössä usein vaikea saada, mikä aiheuttaa väistämättä virhettä lopputulokseen. Silloin, kun tilastollinen lähtötieto on niukkaa tai epävarmaa, voi olla syytä pitäytyä kvalitatiivisessa epävarmuustarkastelussa. Epävarmuutta voidaan tarkastella kvantitatiivisesti myös yksinkertaisemmillä menetelmillä, kuten laskemalla riskille, pitoisuudelle tai muulle deterministisessä arvioinnissa määritettävälle tekijälle vaihteluväli. Vaihteluväli voidaan määrittää esimerkiksi siten, että arvioinnissa käytetään yhden tai useamman laskentaparametrin osalta erikseen pienintä ja suurinta oletettua arvoa (esim. päivittäisannoksen laskeminen pienimmän ja suurimman maaperästä mitatun pitoisuuden mukaan).

Kvantitatiivisessa riskinarvioinnissa parametriarvojen epävarmuus ja luonnollinen vaihtelu otetaan toisaalta usein huomioon jo eri arviointiosavaiheiden toteutuksessa valitsemalla laskentaparametrien arvot konservatiivisesti (ks. luku 7.6.2). Kvantitatiivinen epävarmuustarkastelu ei ole yleensä tarpeellista silloin, kun riskejä yliarvioiva, konservatiivinen arviointi osoittaa riskien olevan hyväksyttävän tason alapuolella (ks. luku 7.4).

Taulukko 1.

⁷³ Suomen ympäristökeskus. 2006b. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE). Riskinarvioinnin epävarmuus.

Esimerkki kvantitatiivisen riskinarvioinnin epävarmuuksien laadullisesta tarkastelusta. TRA = terveysriskien arviointi, ERA = ekologisten riskien arviointi, PRA = pohjaveden pilaantumisriskin arviointi. Todennäköinen vaikutus laskettuun riskiin: (+) = yliarvioi riskiä, (-) = aliarvioi riskiä ja (?) = vaikutusta vaikea arvioida.

Epävarmuustekijä	Riskin-arviointi-vaihe	Vaikutus arvioituun riskiin	Selitys
Analyysimenetelmän mittausepävarmuus	Kaikki	+ / -	± 20 %. Vaihtelee riippuen mm. haitta-aineesta, pitoisuustasosta, menetelmästä, väliaineesta
Puutteelliset tiedot kohteesta			
Altistuksen kesto ja toistuvuus	TRA	+ / ?	Kohteen sijainnista johtuen todellinen altistumisaika luultavasti laskelmissa käytettyä, varovaiseen arvioon perustuvaa lyhyempi
Paikallisten ravinto-kasvien kulutus	TRA	+ / ?	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, käytettiin tilastoissa ilmoitettuja keskimääräisiä kulutustietoja
Pilaantuneesta maasta peräisin olevan pölyn pitoisuus ilmassa	TRA, ERA	+	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, käytettiin tilastoissa ilmoitettuja ilman keskimääräisiä hiukkaspitoisuuksia
Haitta-aineiden liukoisuus ja pidentymisen (K_d -arvo)	PRA	+++	Arvioitiin liukoisuustestien ja kirjallisuustietojen perusteella, näytteet paikoilta, joissa liukenemiselle suotuisat olosuhteet (alhainen pH)
Pitoisuudet pohjavedessä	PRA	?	Arvioitiin liukoisuustestien perusteella, alueella yksi pohjaveden havaintoputki, josta otetuissa pohjavesinäytteissä ei todettu pitoisuuksia
Pitoisuudet sisäilmassa	TRA	+++	Arvioitiin laskennallisesti, käytettävissä yksi pitoisuusmittaus sisäilmasta, jonka edustavuus arvioitiin huonoksi asunnossa käytettyjen kemikaalien vuoksi
Pitoisuudet kasveissa	TRA, ERA	+	Käytettävissä tulokset vain muutamista kasvinäytteistä, jotka kerätty pahiten pilaantuneilta kohdilta
Pitoisuudet eliöissä	ERA	?	Arvioitiin laskennallisesti, ei saatavilla kohdekohtaista tietoa
Orgaanisen hiilen pitoisuus	TRA, PRA	+/?	Arvioitu muutamista maanäytteistä (pintamaa ja pohjamaa) mitattujen hehkutushäviöiden perusteella
Maaperän vedenläpäisevyys ja kylläytysaste	PRA	+/?	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, arvioitu maalajikohtaisten kirjallisuustietojen perusteella

Epävarmuustekijä	Riskin-arviointi-vaihe	Vaiku-tus ar-vioituun riskiin	Selitys
Yleiset tiedon-puutteet			
Haitta-aineiden yhteisvaikutukset	ERA, (TRA)	+ / -	Ei saatavilla tietoa mahdollisista yhteisvaikutuksista, yhteisvaikutukset oletettiin additiivisiksi
Biosaatavuus	TRA, ERA	++	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, joten ei otettu huomioon (oletettiin 100%); riippuu haitta-aineesta, väliaineesta, altistusreitistä, lajista, yksilöstä jne.
Eliöiden sopeutuminen	ERA	+++	Ei saatavilla kohdekohtaista tietoa, kirjallisuudessa raportoitu metallien osalta merkittäväksi, vaikutuksia vähentäväksi tekijäksi
Arviointimenetelmät			
Eliöiden altistuminen ja haitta-aineiden kertyminen	ERA	?	Käytettiin kirjallisuudessa esitettyjä malleja, soveltuvuudesta Suomen olosuhteisiin ei tietoa, kohteessa ei tehty biomonitorointia
Haitta-aineiden kulkeutuminen pohjaveteen	PRA	+++	Arvioitiin liukoisuustestien tulosten perusteella, kirjallisuudessa esitetyn tiedon mukaan menetelmä yliarvioi kulkeutumista luonnonolosuhteista
Haitta-aineiden kulkeutuminen sisäilmaan	TRA	++	Arvioitiin laskennallisesti rakennuksen vierestä otettujen maaperänäytteiden pitoisuuksien perusteella, laskenta todennäköisesti yliarvioi kulkeutumista pitkällä aikavälillä
Muuttujien arvojen luonnollinen vaihtelu	Kaikki	?	Kirjallisuustietojen perusteella käytetyt arvot pyrittiä valitsemaan suhteellisen konservatiivisesti
Toksisuustietojen ristiriitaisuus	TRA, ERA	+++	Laskelmissa käytettiin alhaisimpia kirjallisuudessa raportoituja viitearvoja
Viitearvojen soveltuvuus	ERA	+++	Ympäristöolosuhteiden vaikutusta ei otettu huomioon, käytetyt viitearvot johdettu standarditestien tuloksista, jotka yleensä yliarvioivat vaikutuksia

Riskit ja niiden kuvaaminen

Riskin kuvaus on arviointiprosessin viimeinen vaihe, jossa esitetään arvio riskien luonteesta, suuruudesta ja hyväksyttävyydestä. Riskin kuvaus perustuu arvioinnin aikaisemmissa vaiheissa tehtyihin selvityksiin ja määrittelyihin (kvalitatiiviset tai kvantitatiiviset riskinarviot). Sen johtopäätöksenä esitetään perusteltu arvio maaperän/alueen pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta.

Riskin käsitteeseen sisältyy arvio haitan todennäköisyydestä, minkä vuoksi riskiä ei voi koskaan täysin poistaa. Siksi myös maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi edellyttää aina päätöstä siitä, mikä on kohteessa hyväksyttävä riski. Riskin hyväksyttävyydestä päätetään periaatteessa aina tapauskohtaisesti, koska siihen vaikuttavat sekä kohteessa edellytettävä ympäristönsuojelun taso että arvioinnin tulokselle sallittu epävarmuus (käytettyjen lähtötietojen ja menetelmien luotettavuus).

Kvantitatiivisten arviointimenetelmien osalta riskiä ja sen hyväksyttävyyttä käsitellään riskilukujen avulla. Yleensä riskiluku ilmaisee haitta-aineiden mitattujen ja laskettujen pitoisuuksien, annosten, päästöjen tai muiden lukuarvojen suhdetta aineille esitettyihin viitearvoihin. Tällaista riskilukua kutsutaan pilaantuneiden alueiden arvioinnissa yleisesti vaaraosamääräksi⁷⁴ (Hazard Quotient, HQ). Käytetystä arviointimenetelmästä riippuen riskiä voidaan ilmaista myös esimerkiksi riskin todennäköisyyttä kuvaavalla jakaumalla (probabilistinen riskinarviointi) tai mitattujen vaikutusten poikkeavuutta vertailutasosta kuvaavalla prosenttiluvulla (esim. biotestit).

Käytettyjen arviointimenetelmien luotettavuus vaikuttaa siihen, millaista riskinarvion tulosta kohteessa voidaan pitää hyväksyttävänä. Viitearvovertailussa hyväksyttävän riskin rajaksi asetetaan yleensä vaaraosamäärän arvo yksi (HQ = 1), mikäli viitearvoa pidetään sitovana laatunormina (esim. talousveden laatuvaatimukset) tai suurimpana turvallisena pidettynä tasona (esim. terveysperusteiset annosrajat). **Määritettyjä riskilukuja ei tule kuitenkaan koskaan tulkita liian suoraviivaisesti, vaan tässä on aina otettava huomioon mm. käytetyt arviointimenetelmät ja lähtötiedot sekä niihin liittyvä epävarmuus** (esim. onko arvioinnissa käytetty mitattuja maksimipitoisuuksia vai keskimääräisiä pitoisuuksia). Kun arvioinnissa on käytetty selvästi konservatiivista lähestymistapaa, riskille asetetun hyväksyttävän tason ylittyminen ei välttämättä tarkoita, että haitat kohteessa olisivat todennäköisiä. Hyväksyttävän riskitason ylittyessä arviota tulee kuitenkin joko tarkentaa realistisemmilla lähtöoletuksilla tai kvantitatiivisessa epävarmuustarkastelussa tai on siirryttävä tarvittaviin riskinhallintatoimiin.

⁷⁴ mm. U.S.EPA. 1989. Risk assessment guidance for superfund (RAGS). Volume I – Human health evaluation manual, part A.

Kulkeutumisriskin arviointi

Kulkeutumisriskillä tarkoitetaan tässä ohjeessa haittaa tai vaaraa, joka voi aiheutua kohteesta peräisin olevien haitta-aineiden kulkeutumisesta tarkasteltavan kohteen sisällä tai sen ulkopuolella. Kulkeutumisriskin arviointi on yleensä osa terveysriskin tai ekologisen riskin arviointia, jolloin varsinainen riski määritellään vasta kulkeutumisen kautta arvioidun altistumisen ja vaikutusten perusteella. Kulkeutumisriski voi kuitenkin kohdistua myös suoraan ympäristön, kuten pohjaveden, pintaveden tai ilman, laatuun. Lisäksi haitta-aineiden kulkeutuminen alueelta toisille kiinteistöille voi aiheuttaa loukkauksen yleiselle tai yksityiselle edulle, vaikka tästä ei olisikaan suoranaista haittaa ympäristölle tai terveydelle.

7.5.1

Tavoitteet ja rajaukset

Kulkeutumisriskin arvioinnissa yleisenä tavoitteena on maaperästä muihin ympäristönsiin tai tarkasteltavan kohteen ulkopuolelle kohdistuvien haitta-ainepäästöjen ja ympäristökuormituksen arvioiminen. Arvioitavia tekijöitä voivat olla mm.:

- päästöt pinta-alaa ja aikayksikköä kohti (esim. $\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)
- alueen ulkopuolelle aiheutuva kuormitus tarkastelujakson aikana (esim. kg/a) ja
- laatumuutokset kuormitusta vastaanottavassa ympäristönosassa (esim. arvioitu pitoisuuksien kohoaminen 50 vuoden aikana).

Riskien määrittämiseen maaperästä peräisin olevien päästöjen ja ympäristökuormituksen perusteella ei ole toistaiseksi yksiselitteisiä menettelyjä, kuten päästörajoja. Siksi kulkeutumisriskin arvioinnissa tavoitteeksi voidaan asettaa myös haitta-aineiden:

- todennäköisten ja enimmäispitoisuuksien arvioiminen niissä ympäristönosissa, joiden kautta ihmisten tai eliöiden altistuminen on todettu mahdolliseksi,
- todennäköisten ja enimmäispitoisuuksien arvioiminen niissä ympäristönosissa, joille on asetettu laatuvaatimuksia tai sallittuja enimmäispitoisuuksia sekä
- jo tapahtuneen kulkeutumisen määrittäminen pitoisuusmittauksilla tai muilla kohdetutkimuksilla.

Lisäksi arvioinnissa on usein tarkoituksenmukaista tarkastella kulkeutumisriskien ajallista ulottuvuutta, jonka havainnollistamiseksi voidaan esittää arvioita mm.:

- haitta-aineiden liukenemisesta, hajoamisesta ja haihtumisesta tai ympäristöolosuhteiden muutoksista aiheutuvien päästöjen vähentymisestä tai lisääntymisestä,
- pitoisuuksien muutoksista valituissa pisteissä tietyn tarkastelujakson aikana tai
- haitta-aineen kulkeutumisajoista tarkasteltavaan pisteeseen, kuten maaperästä pohjaveteen tai pohjaveden mukana vedenkäyttöpisteeseen.

Kulkeutumisriskin arviointi voidaan rajata niihin aineisiin, joiden kulkeutuminen tarkasteltavaan ympäristönosaan on aineiden ominaisuuksien vuoksi todennäköisintä tai joiden osalta vaikutukset terveys- tai ympäristöriskin tai muun mahdollisen haitan (viihtyvyys, yksityisen edun loukkaus) muodostumiseen voivat olla merkittäviä jo pienissä pitoisuuksissa. Tässä voi hyödyntää esimerkiksi haitta-aineiden yleisiä luokittelukriteerejä (ks. liite 10). Pohjavesiriskien osalta haitta-aineiden valinnassa voi käyttää apuna asetuksen ohjearvolitteen p-merkintöjä sekä liitteessä 12 esitetyjä SHP_{pv}-arvoja.

Vaikka riskin hyväksyttävyydestä päättäminen kuuluu vasta arvioinnin viimeiseen vaiheeseen, voidaan kulkeutumisriskin arvioinnissa joutua ottamaan kantaa hyväksyttävään riskiin tai haittaan jo tavoitteenasettelussa (ks. esimerkki 1).

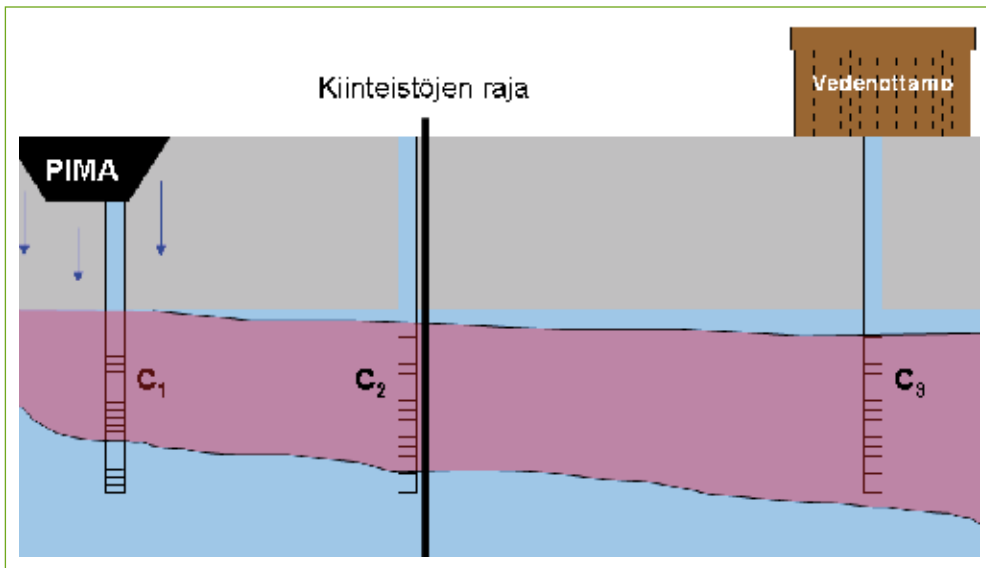
Esimerkki 1

Pohjavesiriskien tarkennetun arvioinnin ja arviointimenetelmien valinnan kannalta olisi usein tärkeää päättää jo tavoitteenasettelussa siitä, missä määrin haitallisten aineiden kulkeutuminen maaperästä pohjaveteen ja edelleen pohjaveden mukana on sallittua, koska pohjaveden haitta-ainepitoisuuksille ei ole toistaiseksi esitetty laatumormeja. Lisäksi monessa kohteessa haitallisia aineita on jo päässyt pohjaveteen. Käytännössä tämä voi tarkoittaa sitä, että haitta-aineiden pitoisuuksille asetetaan numeeriset tavoitetasot (esim. talousveden kemialliset laatuvaatimukset), jotka eivät saa ylittyä valitussa tarkastelupisteessä. Tällöin kulkeutumisriskinarvioinnilla pyritään selvittämään, kuinka todennäköistä tavoitetason ylittyminen on valitun tarkastelujakson aikana. Tilanteesta riippuen pohjavesiriskinarvioinnin tavoitteenasettelu voi perustua esimerkiksi (kuva 10):

- pohjaveden laadun suojeluun riippumatta veden nykyisestä käytöstä
- pohjaveden laadun suojeluun toisen kiinteistöllä tai,
- pohjaveden laadun suojeluun vedenotto- tai vedenkäyttöpisteissä (esim. yksityiskaivot ja vedenottamot).

Tärkeällä pohjavesialueella sijaitsevassa kohteessa, jossa haitta-aineet esiintyvät vielä pohjavedenpinnan yläpuolella, tavoitteeksi asetetaan yleensä pohjaveden pilaantumisen estäminen. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että pitoisuudet pohjavedessä eivät saisi nousta tavoitetason yläpuolelle edes välittömästi haitta-aineita sisältävien maamassojen alapuolella (kuva 10, C1.). Kohteissa, joissa osa haitallisista aineista on jo päässyt pohjaveteen ja/tai kohteen pohjaveden käyttö ole todennäköistä (esim. toimintaansa jatkava teollisuuskiinteistö), perusteltu tavoite voi olla pohjaveden laadun turvaaminen kohteen vieressä olevilla kiinteistöillä erityisesti, mikäli näillä käytetään tai tullaan todennäköisesti käyttämään pohjavettä tulevaisuudessa (kuva 10, C2.). Kohteissa, joissa haitta-aineita esiintyy pohjavedessä laajalla alueella ja/tai erillisfaaseina pohjavedenpinnan alapuolella, laaja-alainen pohjaveden puhdistaminen ei ole aina tarkoituksenmukaista tai mahdollista. Tällöin perusteltu tavoite

pohjaveden suojelussa voi olla esimerkiksi pohjaveden laadun turvaaminen olemassa olevissa vedenottopisteissä (kuva 10, C3,). Tavoitteenasettelu vaikuttaa pohjavesiriskin arviointimenetelmiin sekä riskin hyväksyttävyydestä päättämiseen (7.5.3)



Kuva 10. Esimerkki pohjavesiriskinarvioinnin tavoitteenasettelusta.

7.5.2

Arvioinnin toteutus

Kulkeutumisriskin arviointiin voidaan käyttää mm. seuraavia menetelmiä:

- matemaattiset mallit ja muut laskentamenetelmät
- liukoisuustestit
- pitoisuusmittaukset eri väliaineista
- maaperän fysikaaliset, kemialliset ja mikrobiologiset (haitta-aineiden biohajoavuus) tutkimukset
- pohjaveden ja vesistöjen virtaustutkimukset
- pohjaveden ja vesistöjen geokemialliset ja mikrobiologiset (haitta-aineiden biohajoavuus) tutkimukset

Tässä luvussa on käyty läpi esimerkkejä arviointiin yleisesti käytetyistä laskentaperiaatteista pohjaveteen ja sisäilmaan kulkeutumisen osalta, jotka ovat usein kulkeutumisriskin kannalta tärkeimpiä reittejä. **Tarkennetussa arvioinnissa tulee kuitenkin tarkastella aina kaikkia kulkeutumisreittejä, jotka kohteen perusarvioinnissa on todettu todennäköisesti merkityksellisiksi.**

Tasapainojakautumislaskentaan perustuvat mallit

Pilaantuneiden alueiden kulkeutumiskisrun arviointiin käytetään usein monireittimalleja, joissa kulkeutumislaskenta perustuu jakautumis- ja kulkeutumis-yhtälöihin. Nämä mallit sisältävät yleensä seuraavia kulkeutumiseen vaikuttavia perusoletuksia:

- haitta-aineen jakautuminen maaperässä maa-aineen, huokosilman ja huokosveden välillä sekä kulkeutuminen ympäristön eri osiin on tasapainossa (päästöt ja pitoisuudet eivät muutu ajan tai paikan suhteen)
- maaperä on ominaisuuksiltaan tasalaatuista ja
- pitoisuudet maaperässä ja muissa ympäristönosissa ovat jakautuneet tasaisesti

Tasapainojakautumiseen perustuvien mallien/yhtälöiden etuna on, että niillä voidaan kuvata riittävän yksikertaisesti tarkasteltavia prosesseja. Samalla niillä voidaan arvioida suhteellisen konservatiivisesti eri ympäristönsiiin muodostuvia enimmäispitoisuuksia, minkä vuoksi ne soveltuvat hyvin tarkennetun arvioinnin ensimmäiseen vaiheeseen.

Jakautuminen maa-aineen, huokosveden ja huokosilman välillä

Maaperästä mitatun pitoisuustiedon avulla haitta-aineen huokosveteen liukeneva osuus tasapainotilassa voidaan määrittää seuraavasti⁷⁵:

⁷⁵ Ohjearvojen (SHP_{ter}) määrittäksessä jakautumislaskenta on perustunut ns. fugasiteettiyhtälöihin, jotka vastaavat suurelta osin tässä esitettyjä tasapainoyhtälöitä (ks. Reinikainen 2007)

$$C_w = C_s / \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho} \right] \quad (1)$$

C_s	= pitoisuus maaperässä, mitattu [mg/kg]
C_w	= pitoisuus huokosvedessä, [mg/l]
K_d	= maa-vesi -jakautumiskerroin, ainekohtainen [l/kg]
θ_w	= veden täyttämien huokosten osuus maaperässä [-]
θ_a	= ilman täyttämien huokosten osuus maaperässä [-]
H	= Henryn lain vakio, ainekohtainen [-]
ρ	= maa-aineen tiheys [kg/l].

Ainekohtaisista ominaisuuksista huokosveteen liukenevaan pitoisuuteen vaikuttaa käytännössä vain maa-vesi -jakautumiskerroin⁷⁶. Ainoastaan hyvin herkästi haihtuvilla yhdisteillä myös Henryn lain vakion arvolla on vaikutusta huokosveden pitoi-

⁷⁶ Kirjallisuudessa maa-vesi -jakautumiskertoimesta käytetään lyhenteitä K_d (distribution coefficient) ja K_p (partition coefficient).

suuteen. Suuri jakautumiskertoimen arvo tarkoittaa, että aine sitoutuu maa-ainekseen eikä kulkeudu helposti maaperässä.

Maaperän ominaisuudet (mm. pH, orgaanisen ja hienoaineksen määrä sekä haptus-pelkistys –olosuhteet sekä raudan, alumiinin ja mangaanin oksidit) vaikuttavat haitta-aineiden esiintymismuotoon, liukoisuuteen ja sitoutumiseen ja siten myös jakautumiskertoimen arvoihin. Maaperän ominaisuuksien huomioon ottaminen haitta-aineen kulkeutumiskäyttäytymisen arvioinnissa on kuitenkin yleisellä tasolla vaikeaa erityisesti epäorgaanisille aineille, jotka voivat esiintyä ympäristössä hyvin erilaisina yhdisteinä. Kirjallisuudessa esitetyt jakautumiskertoimien arvot esim. metalleille perustuvat yleensä eri metalliyhdisteillä ja erilaisissa ympäristöissä tai metalleja sisältävillä maanäytteillä tehtyihin kokeellisiin määrittäksiin, minkä seurauksena K_d -arvojen vaihteluväli on usein hyvin laaja. Tämän vuoksi kulkeutumisriskinarvioinnissa käytettävät metallien jakautumiskertoimien arvot tulisi määrittää mahdollisuuksien mukaan aina kohdekohtaisesti. Määrittäminen voidaan tehdä laboratoriossa liukoisuustesteillä sekä hyödyntämällä maaperän, huokosveden ja pohjaveden pitoisuusmittauksia. Luotettavien tulosten saaminen edellyttää yleensä useita määrittäksiä ja erilaisten menetelmien käyttöä. Esimerkiksi jätteiden tutkimuksissa käytetyt liukoisuustestit eivät suoraan sovellu maaperän haitta-aineiden liukoisuuden arviointiin tai K_d -arvojen määrittämiseen.

Orgaaniset haitta-aineet pidättyvät maaperässä erityisesti maan orgaaniseen hiileen, jota on etenkin humuksessa. Siksi orgaanisen haitta-aineen maa-vesi -jakautumiskerroin voidaan määrittää maa-aineksen sisältämän orgaanisen hiilen pitoisuuden (f_{oc}) ja aineen K_{oc} -arvon (jakautumiskerroin orgaanisen hiilen ja veden välillä) avulla:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (2)$$

Kulkeutumislaskennassa käytettävät K_{oc} -arvot valitaan kirjallisuustiedoista tai määritetään aineen rasvaliukoisuutta kuvaavan oktanoli-vesi –jakautumiskertoimen (K_{ow}) avulla, esim.:

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot \log K_{ow} - 0,84 \quad (3)$$

Orgaanisten aineiden osalta maaperän orgaanisen hiilen pitoisuus on merkittävin yksittäinen kulkeutumiseen vaikuttava maaperäparametri, joka tulee määrittää aina kohdekohtaisesti, kun kulkeutumista arvioidaan laskennallisesti. Orgaanisen hiilen pitoisuus voidaan määrittää esim. hehikutushäviöstä (orgaanisen aineen kokonaismäärä); orgaanista hiiltä maaperän orgaanisesta aineesta arvioidaan yleensä olevan 58 %. Orgaanisen hiilen määrä on tyypillisesti suurin pintamaan kasvukerroksessa ja se pienenee maaperän syvyysuunnassa. Pohjavesivyöhykkeessä orgaanisen hiilen pitoisuus on yleensä selvästi pienempi kuin pohjaveden pinnan yläpuolisissa kerroksissa.

Jakautumislaskennassa tarvittavia maaperän ominaisuustietoja ovat tiheys, huokoisuus ja veden (tai ilman) täyttämien huokosten osuus. Nämä parametrit voidaan määrittää maanäytteistä mittaamalla tai arvioimalla maalajin mukaan. Kaavassa 1 tarvittava parametri, ilman täyttämien huokosten osuus, saadaan vähentämällä huokoisuudesta veden täyttämien huokosten osuus ($\theta_a = n - \theta_w$).

Orgaanisten haitta-aineiden osalta huokosilmaan haihtuvan pitoisuuden oletetaan olevan tasapainossa huokosveden pitoisuuden kanssa. Pitoisuuksien suhde voidaan arvioida aineen Henryn lain vakion perusteella⁷⁷:

$$C_a = H \cdot C_w \quad (4)$$

C_a = pitoisuus huokosilmassa [mg/l]
 H = Henryn lain vakio [-]
 C_w = pitoisuus huokosvedessä [mg/l].

Henryn lain vakio kuvaa yleisesti aineen haihtuvuutta vesiliuoksesta ja sen ainekohtaiset arvot kulkeutumisarviointiin voidaan valita kirjallisuustietojen perusteella tai määrittää aineen vesiliukoisuuden ja höyrynpaineen avulla. Tässä on otettava huomioon, että näiden muuttujien arvot riippuvat lämpötilasta ja useimmat kirjallisuusarvot on esitetty haihtumiselle +20-25 °C:ssa.

Kulkeutuminen maaperästä pohjaveteen

Veteen liukenevien aineiden kulkeutuminen maaperästä pohjaveteen maaperän läpi imeytyvän sadeveden mukana voidaan arvioida lasketusta huokosveden pitoisuudesta laimenemiskertoimen (DF_{gw}) avulla:

$$C_{gw} = C_w \times DF_{gw} \quad (5)$$

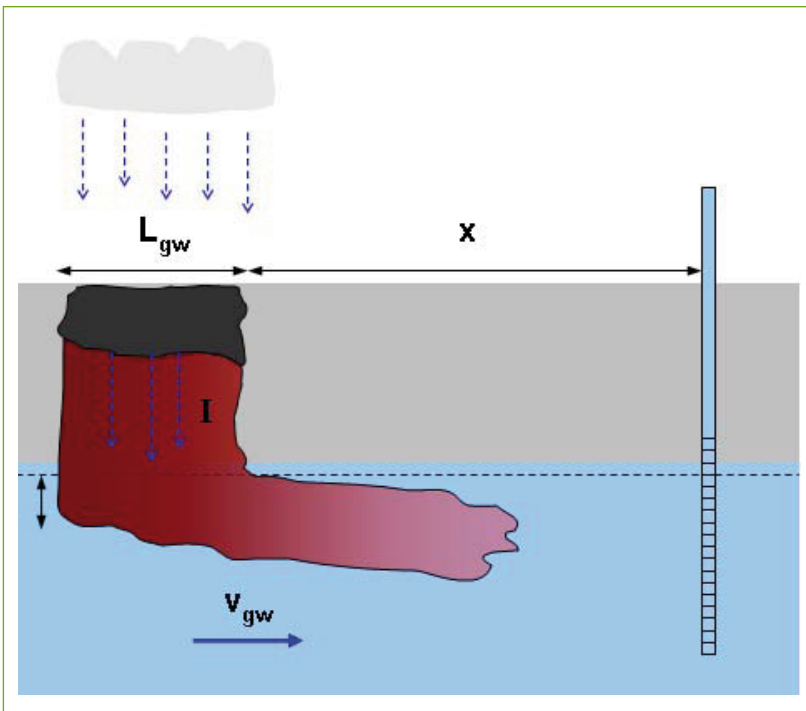
C_{gw} = pitoisuus pohjavedessä [mg/l]
 C_w = pitoisuus huokosvedessä [mg/l]
 DF_{gw} = laimenemiskerroin huokosveden ja pohjaveden välillä [-].

Yksinkertaisissa tasapainojakautumiseen perustuvissa malleissa ei oteta yleensä lainkaan huomioon haitta-aineen mahdollista hajoamista tai dispersiosta pohjaveden virtauksen sivuttaissuunnassa aiheutuvaa pitoisuuden laimenemistä. Tällöin laimenemiskerroin voidaan määrittää seuraavasti (ks. myös kuva 11):

⁷⁷ Fugasiteettiyhtälöissä käytetään Henryn lain vakion sijasta höyrynpainetta ja vesiliukoisuutta.

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} \cdot I}{v_{gw} \cdot d_{mix} + (L_{gw} + x) \cdot I} \quad (6)$$

- L_{gw} = "pilaantuneen" alueen pituus pohjaveden virtaussuunnassa [m]
 I = pohjaveteen imeytyvän veden määrä [m/a]
 v_{gw} = pohjaveden virtausnopeus [m/a]
 d_{mix} = sekoittumiskerroksen paksuus pohjavedessä [m]
 x = etäisyys "pilaantuneen alueen" reunasta tarkkailupisteeseen [m]



Kuva 11. Laimenemiskertoimeen (DF_{gw}) vaikuttavat tekijät (ks. kaava 6).

Pohjaveden sekoittumiskerroksella tarkoitetaan kerrosta, johon pohjaveteen muodostuvan pitoisuuden oletetaan tasaisesti sekoittuvan. Sekoittumiskerroksen paksuus riippuu kyllästyneen kerroksen paksuudesta, haitta-aineita sisältävän maa-alueen laajuudesta ja pohjaveden virtausnopeudesta ja se voidaan arvioida pohjaveden pitoisuusmittausten perusteella tai määrittää seuraavasti (kuva 11):

$$d_{mix} = \sqrt{0,0112 \times L_{gw}^2} + d_{gw} \left[1 - \exp \left(- \frac{L_{gw} \times I}{v_{gw} \times d_{gw}} \right) \right] \quad (7)$$

L_{gw} = "pilaantuneen" alueen pituus pohjaveden virtaussuunnassa [m]
 d_{gw} = kyllästyneen kerroksen paksuus [m]
 I = pohjaveteen imeytyvän veden määrä [m/a]
 v_{gw} = pohjaveden virtausnopeus [m/a].

Muut kaavassa 6 olevista parametreista määritetään tai arvioidaan kohdekohtaisesti. Pohjaveteen imeytyvä veden määrä hyvin läpäisevissä maalajeissa voi olla yli 70 % sadannasta, kun taas hienorakeisissa maalajeissa vain pieni osa sadevedestä suotautuu pohjavedeksi. Alueen olosuhteet (mm. maaperän vedenjohtavuus, satteen määrä ja kesto sekä maapinnan kaltevuus ja peitto) vaikuttavat huomattavasti imeytyvän veden määrään⁷⁸. Pohjaveden virtausnopeus voidaan mitata tai arvioida pohjavesikerroksen vedenjohtavuuden, vedenpinnan gradientin ja huokoisuuden perusteella.

Haitta-aineiden pidähtyminen maa-ainekseen (sorptio) hidastaa aineen kulkeutumista maaperässä sitä kuljettavaan vesivirtaukseen verrattuna. Pidähtymistä voidaan arvioida yksinkertaisesti pidähtymiskertoimen avulla:

$$R = 1 + \frac{K_d \cdot \rho}{n} \quad (8)$$

R = pidähtymiskerroin [-]
 K_d = maa-vesi -jakautumiskerroin, ainekohtainen [l/kg]
 n = maaperän huokoisuus [-]
 ρ = maa-aineksen tiheys [kg/l].

Pidähtymisen huomioon ottaminen kulkeutumisarvioinnissa on tärkeää arvioitaessa riskien ajallista ulottuvuutta. Pidähtymiskertoimella voidaan karkeasti arvioida esimerkiksi sitä, kuinka kauan veteen liunneen haitta-aineen kulkeutuminen vajovesivyöhykkeestä pohjaveteen tai pohjaveden mukana vedenkäyttöpisteeseen kestää.

Pidähtymisen lisäksi pohjavesiriskien arvioinnissa on tarkoituksenmukaista arvioida dispersion ja biologisen hajoamisen aiheuttamaa pitoisuuden laimenemista pohjavedessä. Biohajoamisen huomioonottaminen laskennallisessa arvioinnissa edellyttää yleensä laboratorio- ja kenttäkokeisiin perustuvaa osoitusta siitä, että haitta-aineet todella hajoavat pohjavedessä.

⁷⁸ Korkka-Niemi, K. & Salonen, V-P. 1996. Maanalaiset vedet – pohjavesigeologian perusteet.

Laskennallisen tarkastelun lisäksi kulkeutumisarviointia maaperästä pohjaveen tulisi tarkentaa mahdollisuuksien mukaan mm. pohja- ja huokosvesitutkimuksilla sekä liukoisuustesteillä. Kulkeutumisarviointia tukevien tutkimusten suunnittelussa tulee ottaa huomioon, että aineiden kulkeutuminen ja liukoisuus saattaa vaihdella merkittävästi myös samassa kohteessa mm. erilaisten maalajien, kyllästyneisyysasteen ja vuodenaikaisvaihteluiden vuoksi.

Kulkeutuminen maaperästä sisäilmaan

Haihtuvien aineiden kulkeutuminen maaperästä rakennuksen sisäilmaan voidaan arvioida lasketusta huokosilman pitoisuudesta laimenemiskertoimen (DF_{ia}) avulla:

$$C_{ia} = C_a \times DF_{ia} \quad (9)$$

C_{ia} = pitoisuus sisäilmassa [mg/l]
 C_a = pitoisuus huokosilmassa [mg/l]
 DF_{ia} = laimenemiskerroin huokosilman ja sisäilman välillä [-].

Laimenemiskertoimen laskentaan on esitetty kirjallisuudessa erilaisia sisäilmatutkimusten perusteella johdettuja laskentayhtälöitä, jotka perustuvat yleensä haitta-aineiden kulkeutumiseen diffuusion vaikutuksesta. Diffuusion voimakkuutta kuvaava diffuusiokerroin maaperässä (D_s) voidaan määrittää seuraavasti:

$$D_s = D_a \frac{\theta_a^{3,33}}{n^2} + D_w \left(\frac{1}{H} \right) \frac{\theta_w^{3,33}}{n^2} \quad (10)$$

D_a = diffuusiokerroin ilmassa [m^2/d]
 D_w = diffuusiokerroin vedessä [m^2/d]
 θ_a = ilman täyttämien huokosten osuus maaperässä [-]
 θ_w = veden täyttämien huokosten osuus maaperässä [-]
 n = maaperän huokoisuus [-]
 H = Henryn lain vakio, ainekohtainen [-].

Haitta-ainekohtaiset ilman ja veden diffuusiokertoimien arvot valitaan kirjallisuustietojen perusteella.

Diffuusion lisäksi laskentayhtälöiden tyypillinen perusoletus on, että haihtuvien yhdisteiden pitoisuus rakennuksen alla asettuu tasolle, jossa maasta sisäilmaan vuo-

toilman (korvausilma) mukana kulkeutuva haitta-aineiden massavirta on yhtä suuri kuin maaperästä rakennuksen alle kulkeutuva massavirta⁷⁹:

$$DF_{ia} = \frac{Q_{vuoto}}{V_{rak} \times iv} \times \frac{A_{rak} \times D_s}{Q_{vuoto} \times z_{pohja} + A \times D_s} \times pmoA_{rak} \quad (11)$$

Q_{vuoto}	= rakennuksen alapohjan läpi sisään tuleva vuotoilmavirta [m^3/d]
V_{rak}	= rakennuksen tilavuus [m^3]
iv	= rakennuksen ilmanvaihtokerroin [$1/d$]
A_{rak}	= rakennuksen pohjan ala [m^2]
D_s	= diffuusiokerroin maaperässä [m^2/d]
Z_{pohja}	= etäisyys pilaantuneesta maasta rakennuksen alapohjaan [m]
$pmoA_{rak}$	= pilaantuneen maan pinta-alan osuus rakennuksen alapuolisesta maa-alasta [-]

Rakennuksen alapohjan läpi tuleva vuotoilmavirta kuljettaa mukanaan haihtuvia yhdisteitä ja on siten tärkeä parametri arvioitaessa aineiden kulkeutumista sisäilmaan. Vuotoilmavirta voidaan määrittää esim. radontutkimuksista saatujen tulosten perusteella tehdyn rakennusten riskiluokituksen mukaan^{80 81}. Luokituksen mukaan riski on suuri, kun vuotoilmavirta on yli $50 m^3/d$ ja pieni kun se on alle $5 m^3/d$. Riskiä pidetään keskinkertaisena, kun vuotoilmavirta alle $12 m^3/d$.

Asuinrakennusten ilmanvaihto mitoitetaan yleensä siten, että ilmanvaihtokerroin on vähintään $0,5 1/h$ ($12 1/d$)⁸². Tätä lukuarvoa pidetään myös oletusarvona monissa riskinarviointimalleissa kuten suomalaisessa SOILIRisk-mallissa, jossa haihtuvien hiilivetyjen kulkeutuminen sisäilmaan lasketaan edellä esitetyn periaatteen mukaisesti⁸³. Rakennuksen sisäilman tai alapohjan ilmanvaihdon tehostaminen vähentää teoriassa haihtuvien yhdisteiden pitoisuutta sisäilmassa. Käytännössä tehostettu ilmanvaihto kuitenkin kasvattaa paine-eroa maaperän ja sisäilman/alapohjan välillä. Paine-ero saa aikaan ilmapirran, joka voi kuljettaa haihtuvia yhdisteitä maaperästä rakennusta kohti jopa diffuusiota voimakkaammin. Tämän vuoksi esimerkiksi Rossi⁸⁴ suosittelee SoiliRisk-mallin käyttäjille rakennuksen ilmanvaihtokertoimen ja dimensioiden (tilavuus ja pohjan ala) muuttamista mallin oletusarvoista ainoastaan silloin, kun rakennuksen ilmavuodoista on yksityiskohtaista tietoa. Ilmanvaihdon lisäksi myös tuuliolosuhteet ja erityisesti lämpötilaerot maaperän ja sisäilman välillä vaikuttavat paine-eroon, minkä seurauksena ilmapirta voi olla suurimmillaan talvella.

⁷⁹ Valtioneuvoston asetuksen ohjearvojen määrittämisessä on laskettu haihtuvien yhdisteiden kulkeutuminen maaperästä diffuusiolla talon alapuoliseen, tuuletettavaan ryömintätilaan. Sisäilman pitoisuus on määritetty ryömintätilan pitoisuudesta vakiokertoimella (ks. Reinikainen 2007).

⁸⁰ Arvela, H. 1995. Asuntojen radonkorjausten menetelmät.

⁸¹ Rossi, E. 2003. Ohje riskinarviointimenettelystä SOILI-ohjelman kohteissa.

⁸² Ympäristöministeriö. 2003. Rakennusten sisäilmasto ja ilmanvaihto, määräykset ja ohjeet 2003.

⁸³ Rossi, E. 2003. Ohje riskinarviointimenettelystä SOILI-ohjelman kohteissa.

⁸⁴ Rossi, E. 2003. Ohje riskinarviointimenettelystä SOILI-ohjelman kohteissa.

Haikka-aineiden keskimääräinen etäisyys maanpinnasta/rakennuksen alapohjasta sekä haikka-aineita sisältävän maan pinta-alan osuus rakennuksen alapuolisesta maa-alasta voidaan määrittää tai arvioida pitoisuusmittausten perusteella. Mitä syvempänä haikka-aineet esiintyvät ja mitä pienempi on haikka-ainepitoisten massojen pinta-ala, sitä suurempaa on pitoisuuksien laimeneminen huokosilman ja sisäilman välillä.

Käytännössä erityisesti herkästi haihtuvien yhdisteiden pitoisuus sisäilmassa laimenee myös ajan kuluessa, koska aineiden kokonaismäärä maaperässä vähenee haihtumisen seurauksena. Tämä voidaan ottaa huomioon silloin, kun haikka-aineiden kokonaismäärä rakennuksen alapuolisessa maaperässä tunnetaan, määrittämällä sisäilmalle suurin keskimääräinen pitoisuus tarkasteltavan ajanjakson (esim. yksi vuosi) aikana:

$$C_{ia_max} = \frac{C_s \times d_{s_pohja} \times \rho \times A_{rak}}{V_{rak} \times iv \times \tau_a} \times pmoA_{rak} \quad (12)$$

C_{ia_max}	= sisäilman enimmäispitoisuus tarkastelujakson aikana [mg/m ³]
C_s	= pitoisuus maaperässä, mitattu [mg/kg]
d_{s_pohja}	= haikka-aineita sisältävän maakerroksen paksuus rakennuksen alapuolella [m]
ρ	= maa-aineksen tiheys [kg/l]
V_{rak}	= rakennuksen tilavuus [m ³]
A_{rak}	= rakennuksen pohjan ala [m ²]
iv	= rakennuksen ilmanvaihtokerroin [1/d]
τ_a	= aika, jonka suhteen suurin keskimääräinen pitoisuus lasketaan [d]
$pmoA_{rak}$	= pilaantuneen maan pinta-alan osuus rakennuksen alapuolisesta maa-alasta [-].

Laskennallisen tarkastelun lisäksi kulkeutumisarviointia maaperästä sisäilmaan on syytä tarkentaa mahdollisuuksien mukaan maaperän huokoskaasumittauksilla ja sisäilmatutkimuksilla.

7.5.3

Riskien kuvaus

Kvantitatiivisessa kulkeutumisriskinarvioinnissa riski voidaan ilmaista riskiluvuilla, jolloin mitattuja tai laskettuja pitoisuuksia eri ympäristönosissa verrataan näille esitettyihin viitearvoihin esimerkiksi seuraavasti:

- HQ (pohjavesi) = määritetty pitoisuus pohjavedessä / talousvesinormi tai pohjaveden laatu­normi
- HQ (sisäilma) = määritetty pitoisuus sisäilmassa / TCA tai muu hengitysilman viitearvo
- HQ (pintavesi) = määritetty pitoisuus pintavedessä / pintaveden ympäristölaatu­normi.

Viitearvovertailussa hyväksyttävän riskin rajaksi voidaan asettaa vaaraosamäärän arvo yksi ($HQ = 1$), mikäli viitearvo vastaa yleisesti sallittua enimmäispitoisuutta ja määritettyä pitoisuutta voi pitää edustavana arviointiin liittyvä epävarmuus huomioonottaen.

Maaperästä aiheutuvalle kuormitukselle ei ole esitetty yleisiä päästörajoja. Siksi ”päästöriskin” hyväksyttävyys voidaan arvioida esimerkiksi suhteessa muihin ympäristöpäästöihin, mikäli näistä on saatavilla tietoa tai ne voidaan arvioida (esim. päästöt samaan vesistöön maaperästä ja teollisuuslaitoksesta). Riski voidaan määrittää myös arvioimalla laskennallisesti päästöistä pitkän ajan kuluessa aiheutuvia pitoisuusmuutoksia maaperässä alueen ulkopuolella. **Kuormitusta, joka voi johtaa maaperän tai pohjaveden pilaantumiseen tai muuhun yksityisen edun loukkaukseen (esim. käyttörajoitukset) tai viihtyisyyden vähentymiseen tarkasteltavan alueen ulkopuolisilla kiinteistöillä, ei voida yleisesti pitää hyväksyttävänä.** Siten esimerkiksi maaperän pitoisuudet eivät kulkeutumisen vuoksi saisi nousta alueen ulkopuolella kynnysarvojen yläpuolelle edes pitkällä aikavälillä.

7.5.4

Arvioinnin raportointi

Kulkeutumisriskin arvioinnin osalta arviointiraportin sisältö vaihtelee käytettyjen menetelmien ja arvioinnille asetettujen tavoitteiden mukaan.

Käytetyistä menetelmistä riippuen arviointiraportissa esitetään tai kuvataan mm.:

- arvioinnin tavoitteet ja rajaukset
- käytetyt laskentamenetelmät
- lasketut ja mitatut pitoisuudet eri väliaineissa
- arvio alueen ulkopuolelle kulkeutuvasta haitta-aineiden kokonaismäärästä
- käytettyjen laskentamenetelmien teoreettinen perusta, kuten tärkeimpien kulkeutumisreittien laskentayhtälöt
- laskennassa tehdyt oletukset ja olennaiset lähtötiedot
- laskentamallien oletusarvoihin tehdyt muutokset
- käytettyjen kirjallisuustietojen viitteet
- riskien kuvaus ja niiden hyväksyttävyyden arviointi
- arviointiin liittyvä epävarmuus
- arvioi alueen pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta

Arvion läpinäkyvyyden varmistamiseksi on suositeltavaa esittää myös laskennan välivaiheiden tuloksia. Pitoisuudet tarkasteltavissa ympäristönosissa tulisi esittää arvioituina enimmäispitoisuuksina, keskimääräisinä pitoisuuksina tai muina tilastollisina tunnuslukuina valitun tarkastelujakson aikana. Ympäristökuormitus (päästöt) voidaan ilmoittaa esim. keskimääräisenä määräärviona vuodessa. Tulosten esitysta-

paan vaikuttaa se, miten ja millä tasolla kulkeutumisriskiä tai terveysriskien osalta altistumista arvioidaan.

Taulukossa 2 on esimerkki kulkeutumlaskennan tuloksista, jossa maaperäpitoisuuksien perusteella on arvioitu ominaisuuksiltaan erilaisten haitta-aineiden (arseeni, bentseeni, naftaleeni ja bentso(a)pyreeni) jakautuminen ja kulkeutuminen ympäristön eri osiin tasapainotilassa käyttämällä edellä esitettyjä laskentakaavoja.

Taulukko 2.

Haitta-aineiden laskennallisia pitoisuuksia eri väliaineissa. Laskennassa käytetty edellä esitettyjä kulkeutumisytälöitä ja seuraavia laskentaparametrien arvoja: $\theta_w = 0,2$, $\rho = 1,72$, $n = 0,3$, $L_{gw} = 10$ m, $l = 0,25$ m/a, $v_{gw} = 50$ m/a, $d_{mix} = 1$ m ja $x = 500$ m, $Q_{vuoto} = 12$ m³/d, $V_{rak} = 267$ m³, $iv = 12$ d⁻¹, $A_{rak} = 89$ m², $z = 2$ m, $pmoA_{rak} = 1$.

Väliaine	Pitoisuus	Arseni	Bentseeni	Naftaleeni	B(a)P
Maaperä ¹	mg/kg	2	2	2	2
Huokosilma	mg/m ³	ei lasket-tavissa	360	2,4	0,0000048
Huokosilma (rakennuksen alla)	mg/m ³	ei lasket-tavissa	26	0,14	0,0000014
Sisäilma ² (rakenuksessa)	mg/m ³	ei lasket-tavissa	0,097	0,00052	0,0000000052
Huokosvesi	mg/l	0,02	2,3	0,21	0,00030
Pohjavesi ³ (pil. maan ala-puolella)	mg/l	0,00095	0,11	0,01	0,000014
Pohjavesi ⁴ (kaivo 500 m)	mg/l	0,00028	0,032	0,0030	0,0000042

¹ Oletettu pitoisuus 2 m syvyydellä maapinnasta. Muut taulukossa esitetyt pitoisuudet ovat laskennallisia tasapainotilan pitoisuuksia.

² Oletuksena pitoisuuden tasainen jakautuminen pilaantuneen maan yläpuolella olevan rakennuksen sisäilmaan

³ Oletuksena pitoisuuden tasainen jakautuminen pilaantuneen maan alapuolella olevan pohjaveden sekoittumiskerrokseen

⁴ Oletus: kaivo pohjaveden virtaussuunnassa 500 m pilaantuneen maan alapuolella ja samassa linjassa. Pitoisuuden laimenemiseen vaikuttaa vain pystysuuntainen dispersio.

Terveysriskien arviointi

Terveysriskillä tarkoitetaan tässä ohjeessa sellaisia ihmisen terveyteen kohdistuvia mahdollisia haittoja, jotka voivat aiheutua altistumisesta tarkasteltavan alueen maaperässä tai muissa ympäristön osissa oleville haitallisille aineille. Terveyshaitat voivat olla hyvin erilaisia ja ilmentyä eri tasoilla. Niihin vaikuttavat mm. altistuksen luonne, haitta-aineiden erilaiset vaikutukset ja altistuvien ihmisten herkkyys haitta-aineille.

7.6.1

Arvioinnin tavoitteet ja rajaukset

Terveysriskinarvioinnin yleisenä tavoitteena on arvioida, voiko maaperän haitallisista aineista aiheutua terveyshaittaa. Tämä edellyttää arviota altistuksen voimakkuudesta ja kestosta sekä tietoa haitta-aineiden vaikutuksista. Yleensä terveysriski voidaan määrittää vertaamalla eri altistusreittien kautta elimistöön päätyviä laskennallisia haitta-aineannoksia aineiden turvallista saantia kuvaaviin viitearvoihin.

Terveysriskin tarkennettu arviointi voidaan rajata niihin aineisiin, joille altistumisen kohteessa on perusarvioinnin tai kulkeutumisriskin arvioinnin mukaan todennäköistä ja joiden aiheuttamat terveyshaitat ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella mahdollisia. Yleensä terveysriskin tarkennettu arviointi voidaan rajata aineisiin, joiden maaperästä mitattu enimmäispitoisuus ylittää aineen terveysperusteisen ohjearvon tai tälle määritetyn SHP_{ter} -arvon ($C_{\text{max}}/\text{SHP}_{\text{ter}} > 1$). Tämän lisäksi arviointi on yleensä tehtävä jo kynnysarvon ylittyessä luvuissa 6.2.3 ja 7.1 mainituissa tapauksissa. Terveysriski arvioidaan myös niiden aineiden osalta, joiden mitatut tai lasketut pitoisuudet muissa altistusta aiheuttavissa väliaineissa voivat olla haitallisella tasolla.

Arvioinnissa tulee ottaa huomioon myös haitta-aineiden mahdollinen esiintymisen tavanomaista haitallisemmassa muodossa (esim. Cr^{+6}) sekä mahdolliset haitalliset yhteisvaikutukset^{85 86}, mikäli kohteessa esiintyy useita haitta-aineita terveysperusteisia ohjearvoja tai muita viitearvoja lähellä olevissa pitoisuuksissa.

7.6.2

Arvioinnin toteutus

Terveysriskin arviointiin voidaan käyttää mm. seuraavia menetelmiä:

- altistusmallit ja muut laskennalliset menetelmät (esim. annos-vaste –mallit)
- altistusmittaukset (biomonitorointi)

⁸⁵ Agency of Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2004. Guidance Manual for the Assessment of Joint Toxic Action of Chemical Mixtures.

⁸⁶ U.S. EPA. 2000. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures.

- vertailut eri altistusreiteille esitettyihin annosrajoihin ja muihin vastaaviin viitearvoihin
- pienalue-epidemiologiset tutkimukset

Tässä luvussa on esitetty pääpiirteitä terveysriskinarviointiin yleisesti käytetyistä altistuslaskelmista ja viitearvoista⁸⁷.

Altistumisen laskennallinen arviointi

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa tarkastellaan yleensä jatkuvaa ja pitkäaikaista altistusta. Altistusarvioinnissa lasketaan tavallisesti haitta-aineen keskimääräinen päivittäissaanti tai –annos (ADD: Average Daily Dose) eri altistusreittien kautta. Elimistöön päätyvä kokonaisannos saadaan laskemalla altistusreittikohtaiset annokset yhteen. Altistusreittikohtaisen keskimääräisen päivittäisannoksen laskeminen voidaan esittää yleisessä muodossa seuraavasti:

$$ADD_i = \frac{C_i \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (13)$$

ADD _i	= Average Daily Dose, keskimääräinen päivittäisannos tarkasteltavan altistusreitin kautta [mg/kg-d]
C _i	= haitta-aineen pitoisuus tarkasteltavassa väliaineessa: maa-aines, vesi, hengitysilma, ravinto [mg/kg, mg/l tai mg/m ³]
IR	= Ingestion/Inhalation Rate, haitta-ainetta sisältävän väliaineen päivittäinen otto elimistöön tarkasteltavan altistusreitin kautta [kg/d, l/d tai m ³ /d]
EF	= Exposure Frequency, altistuksen tiheys/toistuvuus (d/a)
ED	= Exposure Duration, altistuksen kesto (a)
BW	= Body Weight, kohdehenkilön kehon paino
AT	= Averaging Time, aika, jonka suhteen keskimääräinen päivittäisannos lasketaan (d)

Altistuslaskennan perustana ovat kohteessa mitatut ja kulkeutumisarvioinnissa lasketut haitta-ainepitoisuudet eri ympäristönosissa, kuten pintamaassa, juomavedessä, hengitysilmassa sekä ravinnossa (ks. 7.3). Tarkennetussa arvioinnissa otetaan huomioon vain ne väliaineet, joiden kautta altistuminen on laadullisen arvioinnin perusteella mahdollista.

Pitoisuustiedon lisäksi altistumisen määrittäminen edellyttää arviota haitta-aineita sisältävien väliaineiden päivittäisestä otosta/saannista elimistöön (todellista imeytymistä ei yleensä tiedetä, ks. luku 7.6.3). Tätä kuvaavia laskentaparametreja ovat mm.:

- tahattoman nielemisen tai maansyönnin kautta elimistöön päätyvä maa-ainemäärä

⁸⁷ Lisätietoa esim. www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Tutkimus > Hankkeet ja tulokset > Pilaantuneen maaperä... > Pilaantuneen maaperä... > Riskinhallintatoimie... > Pilaantuneiden maa-a... > Terveysriskit

- juoma- ja pesuvetenä käytettävän pohja-/talousveden määrä
- ravintokasvien ja muiden elintarvikkeiden kulutus
- hengitystiheys ja
- haitta-ainekohtainen kerroin ihon läpäisevyydelle

Näiden altistusparametrien arvot voidaan yleensä arvioida kirjallisuustietojen perusteella⁸⁸. Toisaalta arvioinnissa tulisi soveltaa myös kohdetietoja siten, että väliaineiden pitoisuus- ja saantitiedot vastaavat toisiaan (esim. ihokosketus ja maan nieleminen ei ole mahdollista pohjamaassa esiintyville haitta-aineille). Lisäksi arvioinnissa keskitytään niihin kohderyhmiin, joiden altistuminen on kohteen maankäyttö huomioon ottaen todennäköisintä (esim. alueen asukkaat tai alueella työskentelevät henkilöt) tai mahdollisten haittojen kannalta muuten olennaista (esim. lapset).

Tahattomalle maa-aineksen ja -pölyn nielemiselle ja lasten maansyönnille on esitetty vaihtelevia lukuarvoja monissa tutkimuksissa, joissa on tarkasteltu lähinnä leikkikäisiä lapsia^{89 90}. Tyypillisiä määräärvioita maan ja pölyn tahattomalle nielemiselle ovat lapsilla 50-200 mg/d ja aikuisilla 10-50 mg/d. Tämän lisäksi ns. pica-oireyhtymästä kärsivillä lapsilla oireyhtymään liittyvä syömishäiriö voi ilmentyä tahallisen maansyönninä, jolloin lapsi saattaa syödä kerralla jopa 10 g maata. Maa-aineksen nielemisen osalta arvioinnissa tulisi ottaa huomioon mm. alueen maankäyttö, haitta-aineiden esiintymissyvyys ja pintamaan peitteet (esim. asfaltti, nurmikko ja lumi).

Juomaveden kautta tapahtuvan altistuksen laskennassa kulutusarvioina käytetään tyypillisesti WHO:n oletusarvoja, jotka ovat lapsilla yksi litra ja aikuisilla kaksi litraa päivässä. Muiden käyttövesien kulutus arvioidaan kohdekohtaisesti. Vedenkäytön kautta tapahtuvan altistuksen osalta kulutusarvioita keskeisempi kysymys on yleensä se, kuinka hyvin laskennassa käytettävät haitta-ainepitoisuudet vastaavat todellisia pitkän aikavälin pitoisuuksia kohteen käyttövesissä.

Ravintokasvialtistuksen määrittämiseksi tarvitaan arvio tarkasteltavassa kohteessa kasvatettavien kasvien käytöstä. Tämä voidaan arvioida osuutena kasvien kokonaiskulutuksesta, mikäli tarkempia kohdetietoja ei ole saatavilla. Suomessa kasvien keskimääräiseksi kokonaiskulutukseksi aikuisella henkilöllä on arvioitu noin 0,3 kg/d, josta perunan ja juuresten osuus on yli 60 %⁹¹. Ravintokasvialtistuksen osalta merkittävin epävarmuus liittyy kuitenkin yleensä kertyvyyden määrittämiseen maaperästä kasveihin. Kertyvyyttä voidaan arvioida pitoisuusmittauksilla ja erilaisilla kertyvyysmalleilla. Yleensä kertyvydessä on suuria eroja eri kasvilajien välillä. Myös maaperäolosuhteet vaikuttavat merkittävästi kertyvyteen.

Hengitysilman kautta tapahtuvan altistuksen määrittämisessä keskeinen laskenta-parametri on hengitystiheys. Hengitystiheys vaihtelee mm. henkilön iän ja rasitustilanteen mukaan. Riskinarvioissa tyypillisesti käytetty hengitystiheyden vaihteluväli

⁸⁸ mm U.S. EPA. 1997. Exposure Factors Handbook.

⁸⁹ Davis, S. ym. 1990. Quantitative estimates of soil ingestion on normal children between the ages of 2 and 7 years: Population-based estimates using aluminium, silicon and titanium as soil traces elements.

⁹⁰ Stanek, E. & Calabrese, E. 1995. Daily Estimates of Soil Ingestion in Children.

⁹¹ Kotimaiset Kasvikset ry. 2003. Kasvistase 2003. Arvio kasvien kulutuksesta.

aikuisilla on 20-30 m³/d ja lapsilla 5-15 m³/d. Hengitettävien hiukkasten (maapöly) osalta huomioon voidaan ottaa myös hiukkasten raekoko. Halkaisijaltaan yli 10 µm hiukkaset jäävät tyypillisesti ylähengitysteihin, josta ne poistuvat limanerityksen mukana tai kulkeutuvat elimistöön ruoansulatuksen kautta.

Maaperään sitoutuneiden haitta-aineiden imeytymisestä ihon läpi ei ole paljon tutkimustietoa, mutta tämän altistusreitin merkitystä pitkäaikaisessa altistuksessa pidetään yleensä melko pienenä maaperästä aiheutuvaan kokonaisaltistukseen verrattuna. Tietyt haitta-aineet voivat kuitenkin aiheuttaa lieviä iho-oireita, kuten ihon ärtymistä, jo suhteellisen pienissä pitoisuuksissa. Haitta-ainekohtaisia kertoimia ihon läpäisevyydelle on esitetty kirjallisuudessa lähinnä orgaanisille haitta-aineille. Metallien ja puolimetallien ei yleensä oleteta läpäisevän merkittävässä määrin ihoa. Läpäisevyyškertoimen lisäksi ihon kautta tapahtuvan altistuksen määrittämisessä tarvitaan arvio maa-aineksen kanssa kosketuksissa olevan ihon pinta-alasta ja iholle pidätyvästä maa-ainesmäärästä.

Altistuksen arviointi edellyttää myös tiedon kohdehenkilöiden painosta. Tieto tarvitaan siksi, että laskettu altistuminen ilmoitetaan päivittäisannoksena ihmisen painokiloa kohti. Riskinarvioinnissa on yleisesti käytetty arvoja 70 kg (aikuinen) ja 15 kg (lapsi).

Altistuksen arvioinnissa tarvittavia aikaparametreja ovat

- päivittäinen oleskeluaika ulko- ja sisätiloissa (h/d),
- altistuksen tiheys/toistuvuus (d/a),
- altistuksen kesto (a) ja
- aika, jonka suhteen keskimääräinen altistus lasketaan (h, d tai a).

Aikaparametrien valintaan vaikuttavat mm. kohteen maankäyttö, haitta-aineiden ominaisuudet, arvioinnin taso (konservatiivisuus) sekä terveysriskin määrittämiseen käytettävät annosrajat.

Ei-syöpävaarallisilla aineilla altistuksen kesto vastaa aikaa, jonka suhteen keskimääräinen altistus lasketaan (ED = AT). Mikäli arvioinnissa tarkastellaan ainoastaan tiettyä kohderyhmää (esim. lapset tai aikuiset), näillä parametriarvoilla ei ole kaavan 12 mukaan merkitystä laskettuun altistukseen (ED/AT = 1). Usein arvioinnissa tarkastellaan kuitenkin pitkän aikavälin keskimääräistä altistusta, jolloin otetaan huomioon sekä lapsuus- että aikuisiässä tapahtuva altistuminen (esim. asuinalueet). Tällöin altistuksen kokonaiskestoksi valitaan yleensä 30 tai 70 vuotta (ED = AT = 30 tai 70 v), josta lapsuusiän osuudeksi asetetaan tavallisesti kuusi vuotta. Syöpävaarallisten aineiden osalta altistus lasketaan yleensä keskimääräisenä koko eliniälle (AT = 70 v).

Edelliseen perustuen kaikkien tarkasteltavien altistusreittien kautta laskettu keskimääräinen päivittäisannos (ADDtot), joka ottaa huomioon sekä lapsuus- että aikuisiän, voidaan määrittää seuraavasti:

$$ADD_{tot} = \frac{6 \times \sum_{i=1}^n AAD_{i \text{ lapsi}} + 24 \text{ tai } 64 \times \sum_{i=1}^n AAD_{i \text{ aikuinen}}}{30 \text{ tai } 70} \quad (13)$$

ADD_{tot} = keskimääräinen päivittäisannos kaikkien tarkasteltavien altistusreitin kautta [mg/kg-d]
 ADD_i = keskimääräinen päivittäisannos tarkasteltavan altistusreitin kautta [mg/kg-d]

Tietyissä tilanteissa suuri lyhytaikainen altistus voi teoriassa aiheuttaa välittömän eli akuutin terveysriskin, jonka suhteen turvallista annostasoa ei voi välttämättä arvioida pitkäaikaiselle altistukselle lasketun keskimääräisen arvion perusteella (esim. pica-lasten maansyönti). Tämä koskee erityisesti haitta-aineita, jotka ovat akuutisti myrkyllisiä. Tällaisissa tilanteissa voi olla syytä arvioida erikseen suurin mahdollinen päivä-/kerta-annos, jolle kohdehenkilö voi altistua.

Altistumisen laskennallisessa arvioinnissa altistusparametrien valintaan liittyy huomattavaa epävarmuutta, joka vaikuttaa riskiluvun luotettavuuteen. Tämän vuoksi erityisesti alustavassa arvioinnissa parametrit tulisi valita riittävän konservatiivisesti, jotta terveysriskejä ei aliarvioida. Kaikkien altistusparametrien osalta altistusta maksimoivien arvojen käyttö ei ole kuitenkaan tarkoituksenmukaista edes konservatiivisessa tarkastelussa. Parametriarvot tulisi mieluummin pyrkiä valitsemaan siten, että laskettu päivittäissaanti vastaa suurinta altistusta, jonka kohteessa voi vielä perustellusti olettaa aiheutuvan (Reasonable Maximum Exposure, RME). Toisin sanoen arvion tulisi kuvata selvästi keskimääräistä suurempaa altistusta, mutta toisaalta altistusta, joka on kohteessa vielä mahdollinen. Esimerkiksi väliaineiden pitoisuuksien osalta arviossa voi käyttää pitoisuuskeskiarvon 95 % luottamusvälin ylärajaa, mikäli pitoisuusaineisto on riittävän kattava ja edustava. Kun pitoisuusaineisto on pieni ja/tai pitoisuuksien jakautuminen on epätasaista, arviossa voi käyttää enimmäispitoisuuksia tai esim. pitoisuusjakauman 95. prosenttipistettä. Tilastollisia tunnuslukuja käytettäessä alue tulee lisäksi jakaa aina edustaviin osa-alueisiin pitoisuuksien, maankäytön, ja/tai altistuvien kohteiden perusteella. Tunnusluvut lasketaan tarvittaessa erikseen näitä osa-alueita koskevista tuloksista. Esimerkiksi selvät "hot spot" -alueet tulisi aina käsitellä erikseen. Mitä keskimääräisempien lähtötietojen ja -oletusten mukaan altistusta arvioidaan, sitä tärkeämpää on tarkastella arvioon liittyvää epävarmuutta (ks. luku 7.5).

Pitoisuustietojen valinnassa on tärkeä varmistua myös siitä, että käytettävät pitoisuudet vastaavat tarkasteltavilla altistusreiteillä mahdollisia pitoisuuksia. Esimerkiksi pintamaan kautta tapahtuvan altistuksen osalta (maan nieleminen, pölyäminen ja ihokosketus) huomioon otetaan mahdollisuuksien mukaan vain pintamaan pitoisuudet ja sisäilman haihtuvien yhdisteiden hengityksen kautta tapahtuvan altistuksen osalta pitoisuudet rakennusten alapuolisissa maakerroksissa.

Maaperästä aiheutuvan altistuksen lisäksi on yleensä arvioitava myös muista lähteistä aiheutuva haitta-ainealtistus eli tausta-altistus. Tausta-altistusta aiheutuu mm. ravinnon, hengitysilman ja erilaisten päivittäiskäytössä olevien kemikaalien

kautta. Käytännössä tausta-altistus on usein huomattavaa ympäristöön laajalti levinneillä, pysyvillä haitta-aineilla, kuten raskasmetalleilla, PAH- ja PCB-yhdisteillä sekä dioksiineilla.

Vaikutusten arviointi viitearvojen avulla

Terveysvaikutusten arvioimiseksi käytetään erilaisia terveysperusteisia viitearvoja, joihin laskettua altistumista verrataan. Nämä viitearvot kuvaavat haitta-aineen sallittua/turvallista/siedettävää enimmäissaantia tietyn altistusreitin tai yhteensä kaikkien reittien kautta.

Haitalliset aineet jaotellaan vaikutusmekanismin perusteella syöpävaarallisiin (karsinogeenit) ja ei-syöpävaarallisiin aineisiin⁹². Monet kansainväliset organisaatiot ovat esittäneet erilaisia terveysperusteisia viitearvoja tyypillisille haitta-aineille, kuten:

- | | |
|---|-----------------------|
| <ul style="list-style-type: none">- TDI ja TCA (Tolerable Daily Intake/Concentration in Air): WHO ja RIVM- RfD ja RfC (Reference Dose/Concentration): U.S.EPA- MRL (Minimal Risk Level): ATSDR | } ei-syöpävaaralliset |
| <ul style="list-style-type: none">- CR_{oral} ja CR_{inhal} (Cancer Risk, oral/inhalation): RIVM- SF (Slope Factor) ja UR (Unit Risk): U.S.EPA- RSD (Risk Specific Dose): U.S.EPA | } syöpävaaralliset |

Viitearvojen määrittelyperiaatteet vaihtelevat. Yleensä ne johdetaan joko eläinkokeiden tai epidemiologisten tutkimusten tai näiden molempien tuloksista määrittämällä suhde altistustason (annoksen) ja kohderyhmässä todettujen vaikutusten välille. Tässä käytetään epävarmuuskertoimia, joilla pyritään ottamaan huomioon mm. lajien ja yksilöiden välisiä herkkyysvaihteluja, eroja eri annostasojen välillä (eläinkokeissa suuret annokset, käytännössä ihmiset altistuvat pienille annoksille) sekä tutkimustietoihin tai koejärjestelyihin liittyviä epävarmuuksia⁹³.

Terveysperusteiset sallitut enimmäissaantiarvot määritetään yleensä aineen harkittujen vaikutusten perusteella. Myös syöpävaarallisilla aineilla voi olla muita vaikutuksia, jotka ilmenevät pienemmillä annostasoilla kuin syöpä. Tällöin syöpävaaralliseksi luokitellulle aineelle esitetty viitearvo ei välttämättä perustu syöpäasteeseen.

Terveysperusteisia viitearvoja on esitetty erityisesti ruoansulatuskanavan ja haihtuvien yhdisteiden osalta myös hengityselinten kautta tapahtuvalle altistukselle. Ihoaltistuksen osalta käytetään tyypillisesti ruoansulatusreitin arvoja. Viitearvot voivat

⁹² Ei-syöpävaarallisilla aineilla haitallisia terveysvaikutuksia voi aiheutua vasta tietyn kynnystason (threshold) ylittävässä altistuksessa. Syöpävaarallisten aineiden oletetaan lisäävän syöpäriskiä jo pienimmillään annostasoilla eikä niille siten voi määrittää täysin haitatonta annosta. Nykyisen tietämyksen mukaan ilman kynnystasoa vaikuttavat ainoastaan genotoksiset eli suoraan DNA:han sitoutuvat karsinogeenit, joten muille karsinogeenille kynnystaso syöpäasteen suhteen voidaan määrittää.

⁹³ Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäminen.

koskea pitkäaikaista, kroonista altistusta (useista vuosista elinikään), subkroonista altistusta (muutamasta viikosta muutamiin vuosiin) tai lyhytaikaista, akuuttia altistusta (tunneista muutamiin päiviin/viikkoihin tai kerta-altistus).

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa tulisi käyttää ensisijaisesti taulukossa 3 esitettyjä viitearvoja⁹⁴. Mikäli taulukossa 3 ei ole esitetty viitearvoa tarkasteltavalle aineelle tai näiden käyttö arvioinnissa ei ole muusta syystä perusteltua (esim. lyhytaikainen altistus), voidaan käyttää seuraavien organisaatioiden esittämiä arvoja:

- WHO⁹⁵
- U.S.EPA⁹⁶
- ATSDR⁹⁷
- RIVM⁹⁸.

Taulukossa 3 esitettyjä viitearvoja suurempien arvojen käyttö edellyttää aina riittäviä perusteluja.

⁹⁴ Taulukon 3 viitearvojen käyttö on suositeltavaa tarkennetun kohdearvioinnin ja ohjearvojen vertailukelpoisuuden vuoksi, koska samoja arvoja on käytetty maaperän ohjearvojen asettamisessa.

⁹⁵ WHO. 2007. The International Programme on Chemical Safety (IPCS). Environmental Health Criteria.

⁹⁶ U.S. EPA. 2007b. Integrated Risk Information System (IRIS).

⁹⁷ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. Toxicological Profile Information Sheet.

⁹⁸ Baars ym. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels.

Taulukko 3.

Terveysriskin arvioinnissa suositeltavat haitallisten aineiden sallitut enimmäisaantisuositukset. Genotoksisten karsinogeenien osalta viitearvot (CR_{oral} ja CR_{inhal}) on määritetty siten, että päivittäinen elinikäinen altistus kyseisellä annostasolla vastaa lisäsyöpäriskiä 10^{-5} .

Aine	TDI [$\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$]	TCA [$\mu\text{g.kg}^{-3}$]	Aine	TDI [$\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$]	TCA [$\mu\text{g.kg}^{-3}$]
Antimoni	0,4		PCBt	0,01	0,5
Arseeni	1	1	PCDD-PCDF-PCB	2E-6	
Barium	20	1	Dikloori-metaani	600	3000
Elohopea	0,1		Vinyylilokloridi	0,061 ¹⁾	0,362 ¹⁾
Kadmium	0,5		Dikloorieteenit	6	30
Koboltti	1,4	0,5	Trikloorieteeni	50	200
Kromi	5		Tetrakloorieteeni	16	250
Kupari	140	1	Triklooribentseenit	8	50
Lyijy	1,8		Tetraklooribentseenit	0,3	
Molybdeeni	10	12	Pentaklooribentseeni	0,8	
Nikkeli	50	0,05	Heksaklooribentseeni	0,016 ¹⁾	0,075 ²⁾
Seleeni	5		Monokloorifenolit	5	
Sinkki	500		Dikloorifenolit	3	
Vanadiini	9		Trikloorifenolit	0,9 ¹⁾	
MTBE	900	3000	Tetrakloorifenolit	30	
Bentseeni	3,3 ¹⁾	20	Pentakloorifenoli	3	
Tolueeni	223	400	Atratsiini	5	
Etylibentseeni	100	770	DDT	0,5	
Ksyleenit	150	870	Dieldriini	0,1	
Antraseeni	40		Endosulfaani	6	
Bentso(a)antraseeni	0,5 ¹⁾		Heptakloori	0,0022 ¹⁾	
Bentso(a)pyreeni	0,05 ¹⁾		Kvintotseeni	3	
Bentso(k)fluoranteeni	0,5 ¹⁾		Lindaani	0,04	
Fenantreeni	40		TBT	0,3	
Fluoranteeni	5 ¹⁾		TPT	0,3	
Naftaleeni	40				

¹⁾ CR_{oral}

²⁾ CR_{inhal}

Riskien kuvas

Terveysriski määritetään yleensä vertaamalla laskettua altistusta sallittuun päivittäiseen enimmäissaantiarvoon (esim. $HQ = ADD/TDI$). Mikäli kohteessa on useita vaikutuksiltaan additiivisiksi luokiteltavia aineita, näiden yhteisvaikutuksesta aiheutuvaa riskiä voidaan kuvata vaaraindeksillä (Hazard Index, HI), jolloin yksittäisille haitta-aineille määritetyt vaaraosamäärän arvot lasketaan yhteen ($HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n$).

Syöpäriski arvioidaan, jos mahdollista, altistuksen aiheuttamana lisäsyöpäriskinä (elinaikaisten tai vuosittaisten syöpätapausten todennäköisyys altistuvien ihmisten lukumäärään suhteutettuna). Mikäli kohteessa esiintyy useita syöpävaaralliseksi luokiteltuja aineita, otetaan nämä kaikki huomioon lisäsyöpäriskin arvioinnissa.

Hyväksyttävänä riskinä ei-genotoksisille aineille pidetään yleensä tasoa, jossa arvioitu altistuminen keskimääräisenä päivittäissaantina ilmoitettuna on korkeintaan yhtä suuri kuin aineen sallittu enimmäissaantiarvo ($HQ \leq 1$). Myös vaaraindeksin tulisi tällöin olla korkeintaan yksi ($HI \leq 1$). Hyväksyttävänä lisäsyöpäriskinä voidaan yleensä pitää tasoa 1×10^{-5} (yksi ylimääräinen syöpätapaus 100 000 ihmistä kohti). Hyväksyttävän riskin määrittämisessä on kuitenkin aina otettava huomioon myös käytettyihin arviointimenetelmiin ja lähtötietoihin liittyvä epävarmuus (ks. luku 7.3). Esimerkiksi terveysperusteiset viitearvot eivät ole absoluuttisia raja-arvoja, joissa haitat alkavat tai päättyvät. Haittojen todennäköisyys kuitenkin kasvaa, mitä enemmän viitearvo ylitetään.

Riskin määrittelyssä tulee varmistua siitä, että käytettävä viitearvo ja arvioidut vaikutukset vastaavat altistuksen arvioitua kestoja ja altistusreittiä. Esimerkiksi elinikäiselle altistukselle määritetyn enimmäissaantiarvon käyttö lyhytaikaisen altistuksen vertailuarvona yliarvioi riskiä. Yleensä ei ole myöskään tarkoituksenmukaista arvioida syöpäriskiä lyhtyaikaisen altistuksen osalta, koska syövän muodostuminen edellyttää tavallisesti jatkuvaa pitkäaikaista altistusta. Terveysperusteisten viitearvojen käytössä tulisi ottaa huomioon myös tarkasteltavat altistureitit, koska haitta-aineen vaikutus ja imeytyminen elimistössä voi vaihdella merkittävästi eri altistusreittien välillä. Esimerkiksi hengitysaltistuksen osalta tulisi pääsääntöisesti pyrkiä käyttämään viitearvoja, jotka on määritetty hengitysaltistuskokeissa. Ihoaltistuksen osalta arvioinnissa voi yleensä käyttää ruoansulatusreitin viitearvoja, koska useimmille haitta-aineille arvoja ei ole määritetty erikseen ihoaltistukselle.

Useissa riskinarviointimalleissa eri reittien kautta laskettua kokonaisaltistusta verrataan ainoastaan ruoansulatusreitin sallittuun enimmäissaantiarvoon, kuten TDI-arvoon. Tällaisia malleja käytettäessä tulee erikseen osoittaa, etteivät **haitta-aineiden laskennalliset pitoisuudet hengitysilmassa, juomavedessä, ravintokasveissa tai muissa ympäristönosissa ylitä näille asetettuja viitearvoja.**

Elimistöön päätyvä haitta-aineannos (external dose) on usein selvästi suurempi kuin verenkiertoon imeytyvä tai kohde-elimien saavuttava annos (internal dose), koska aineet eivät absorboitu elimistössä täydellisesti ja niiden pitoisuudet pienenevät aineenvaihdunnan ja erittymisen seurauksena. Näiden annosten suhdetta (internal dose/external dose) kutsutaan biosaatavuudeksi, joka voi haitta-aineesta, väliaineesta ja altistustavasta riippuen vaihdella lähes nollan ja 100 %:in välillä. Laskennallisessa arvioinnissa todellista saatavuutta ei yleensä tiedetä, minkä vuoksi elimistöön päätyvän aineen oletetaan usein imeytyvän täydellisesti (100%). Tähän vaikuttaa myös se, että haitta-aineiden terveysperusteiset viitearvot kuvaavat tavallisimmin elimistöön päätyvää annosta (external dose).

Muista lähteistä kuin maaperästä aiheutuva haitta-aineen tausta-altistus (ks. 7.6.2) tulee ottaa huomioon tarkennetussa kohdearvioinnissa silloin, kun sen osuus kokonaisaltistuksesta voi olla merkittävä. Riskiluvun laskennassa arvioitu tausta-altistus lisätään määritettyyn kohteen maaperästä ja muista ympäristönosista tulevaan altistukseen ennen viitearvovertailua, esim.:

$$HQ = \frac{ADD_s + ADD_{tausta}}{TDI} \quad (14)$$

ADD_s = keskimääräinen päivittäisannos arvioinnissa tarkasteltujen altistusreittien kautta

ADD_{tausta} = keskimääräinen päivittäinen tausta-altistus

Silloin, kun tausta-altistus voi olla merkittävää, mutta siitä ei ole saatavilla tietoa, hyväksyttävä kohteen ympäristöstä aiheutuva altistus voi olla esim. 20 % sallitusta enimmäissaantiarvosta. Tässä tulee kuitenkin ottaa huomioon myös muut arvioinnissa käytetyt lähtötiedot ja arvioinnin luotettavuus.

Vaikka tausta-altistuksesta olisikin saatavilla luotettavaa tietoa, sen huomioon ottaminen riskinarvioinnissa ei ole aina yksiselitteistä. Esimerkiksi suomalaisten keskimääräinen altistus dioksiineille ja dioksiinien kaltaisille PCB-yhdisteille on arviolta 114 pg vuorokaudessa (1,63 pg/kg^d, kun oletuksena 70 kg painava aikuinen) johtuen lähinnä itämeren kalan syönnistä⁹⁹. Tämä ylittää jo itsessään WHO:n määrittelemän sallitun enimmäissaantiarvon (1-4 pg/kg^d) alarajan, jolloin dioksiinien lisäaltistusta maaperästä ei kaavan 14 mukaan sallittaisi lainkaan.

⁹⁹ Elintarvikevirasto. 2005. Dioksiinien ja dioksiinien kaltaisten PCB:iden saanti elintarvikkeista.

Arvioinnin raportointi

Terveysriskien arvioinnin osalta arviointiraportissa esitetään vähintään:

- arviossa tarkastellut altistusreitit ja perustelut näiden valinnalle
- arviossa tarkastellut kohderyhmät
- lasketut annokset altistusreitikohtaisesti
- altistuskaskennan perusteena olevat eri väliaineiden pitoisuudet ja näiden viitearvot
- eri altistusreittien kautta laskettu kokonaisannos
- tulosten kannalta merkittävimpien altistusreittien laskentayhtälöt
- tulosten kannalta merkittävimpien laskentaparametrien arvot
- arvioinnissa käytetyt terveysperusteiset viitearvot ja näiden perusteet (mihin vaikutuksiin arvot pohjautuvat), mikäli ei käytetä taulukossa 3 esitettyjä TDI-arvoja
- arvio tausta-altistuksesta
- käytettyjen viitearvojen ja muiden lähtötietojen kirjallisuuslähteet
- riskien kuvaus ja niiden hyväksyttävyyden arviointi
- arviointiin liittyvä epävarmuus
- arvio alueen pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta

7.7

Ekologisen riskin arviointi

Ekologisella riskillä tarkoitetaan tässä oppaassa haitallisia vaikutuksia, joita maaperän haitta-aineet saattavat aiheuttaa tarkasteltavan alueen vaikutuspiirissä olevassa eliöstössä. Vaikutukset voivat ilmetä eri tasoilla kuten maaperän mikrobitoimintojen heikentymisenä, häiriönä tietyn lajin lisääntymisessä tai lajilukumäärän vähenemisenä. Tarkennetussa kohdearvioinnissa ekologisen riskin tarkastelu tulee yleensä keskittää populaatio- ja yhteisötason vaikutuksiin, kuten ravinnekiertoihin tai eliöiden kuolleisuuteen, kasvuun ja lisääntymiseen.

7.7.1

Arvioinnin tavoitteet ja rajaukset

Ekologisen riskinarvioinnin tavoitteenasettelu ja rajaukset tehdään kohdetietoihin ja laadulliseen arvioon perustuen. Näihin vaikuttavat mm. alueen nykyinen ja suunniteltu maankäyttö, luonnonolot sekä haitta-aineiden pitoisuudet, ominaisuudet ja esiintymisen laajuus maaperässä.

Monissa kohteissa, kuten teollisuusalueilla, liikennealueilla ja päällystetyillä kaupunkialueilla, ihmistoiminnan vaikutus maaperän ekologiaan on hyväksytty jo maankäytöstä päätettäessä. Tällaisissa kohteissa maaperän suojelulta ei voi edellyttää

erityisen korkeaa tasoa eikä tarkennettu ekologinen riskinarviointi siksi yleensä ole tarpeen. **Ekologinen riski on kuitenkin arvioitava aina, jos haitta-aineet voivat kulkeutua ja aiheuttaa vaikutuksia alueen ulkopuolella olevissa herkemmissä kohteissa, kuten vesistöissä.** Myös riskit mahdollisille alueilla vieraileville eliöille (esim. linnut) on otettava tarvittaessa huomioon. Näissä on otettava huomioon mm. arviointiin liittyvä epävarmuus ja mahdolliset vaikutukset pitkällä aikavälillä. Esimerkiksi aineiden mahdollinen kertyvyys ja vaikutukset ravintoketjussa on otettava tarvittaessa huomioon myös maaperäekologian kannalta epäherkissä kohteissa. Lisäksi ekologisen riskin arviointi voi olla tarpeen siinä vaiheessa, kun alueen maankäytössä tapahtuu muutoksia.

Muissa kuin edellä mainituissa epäherkissä kohteissa ekologisen riskin arviointi voidaan rajata niihin haitta-aineisiin, joiden aiheuttamat vaikutukset eliöstössä ovat todennäköisimpiä tai vakavimpia. Yleensä ekologisen riskin tarkennettu arviointi voidaan rajata aineisiin, joiden maaperästä mitattu enimmäispitoisuus ylittää aineen ekologisin perustein määritetyn ohjearvon tai tälle määritetyn SHPeko-arvon ($C_{\max}/SHP_{\text{eko}} > 1$). Silloin, kun aineelle ei ole esitetty maaperän ohjearvoja, aineiden valinta voidaan tehdä vertaamalla mitattuja pitoisuuksia kirjallisuudessa esitettyihin ekologisiin viitearvoihin.

Arvioinnissa pyritään ottamaan huomioon myös haitta-aineiden mahdollinen esiintyminen tavanomaista haitallisemmassa muodossa sekä mahdolliset haitalliset yhteisvaikutukset, jos kohteessa esiintyy useita haitta-aineita ekologisin perustein määritettyjä ohjearvoja tai muita viitearvoja lähellä olevissa pitoisuuksissa.

Maankäytön ja ohjearvovertailun lisäksi ekologisen riskinarvioinnin rajauksessa voidaan ottaa huomioon kohteen pinta-ala ja haitta-aineiden esiintymissyvyys maaperässä (taulukko 4). Merkittäviä ekologisia vaikutuksia voidaan olettaa aiheutuvan ainoastaan sellaisissa kohteissa, joissa haitta-aineet esiintyvät kohonneina pitoisuuksina tarpeeksi laajalla alueella maaperän biologisesti aktiivisessa kerroksessa. Mikäli kohde on pinta-alaltaan pieni ja haitta-aineet esiintyvät pintamaata syvemmissä kerroksissa, tarkennettu ekologinen riskinarviointi kohteessa ei yleensä ole tarkoituksenmukaista. Mahdollinen kulkeutuminen kohteen ulkopuolelle ja tästä aiheutuvat riskit on kuitenkin selvitettävä. Luonnonsuojelualueilla ja niiden suojavyöhykkeillä ekologisen riskin tarkennettua arviointia voidaan kuitenkin pitää tarpeellisena jo kynnysarvojen ylittyessä (ks. luvut 6.2.3 ja 7.1). Lisäksi erityistä huomiota tulisi kiinnittää erittäin kertyviin ja ravintoketjussa rikastuviin aineisiin (esim. elohopea, kadmium, dioksiinit ja monet torjunta-aineet).

Taulukko 4. Esimerkki tarkennetun ekologisen riskiarvioinnin tarpeen määrittelystä maankäytön ja kohteen ”pilaantuneen alueen” pinta-alan mukaan. Tarkennettu arviointi tehdään, kun esitetty pinta-ala ylittyy ja maaperän haitta-aineen keskimääräinen pitoisuus¹⁾ tämän alueen pintamaassa (kohteesta riippuen välillä 0-2 m) ylittää ekologisin perustein määritetyn alemman ohjearvon tai SHP_{eko}-arvon.

Alueen maankäyttö	Pinta-ala [m ²]
Luonnonsuojelualueet ja niiden suojavyöhykkeet	0
Asuinalueet, joissa puutarhoja ja viheralueita, luonnontilaiset alueet, laidunalueet	1 000
Taajamien puistot ja viheralueet	5 000

¹⁾ Keskimääräisellä pitoisuudella tarkoitetaan esim. pitoisuuskeskiarvon 95 % luottamusvälin ylärajaa.

Taulukko 4 on tarkoitettu ainoastaan suuntaa-antavaksi esimerkiksi eikä sitä tulisi soveltaa ilman tapauskohtaista harkintaa.

Kun edellä esitetyt rajaukset on tehty ja tarkennettu ekologisen riskin arviointi on todettu tarpeelliseksi, arvioinnille asetetaan tavoitteet. Tavoitteenasettelussa päätetään siitä, mitä lajeja tai maaperän toimintoja arvioinnissa tarkastellaan. Tähän vaikuttavia tekijöitä ovat mm.:

- maankäyttö eli mitkä maaperän toiminnot kohteessa ovat olennaisia,
- alueen koko,
- alueen ekologia eli mitä lajeja alueella esiintyy ja mikä on niiden merkitys alueen ekosysteemissä sekä
- kohteessa esiintyvien haitta-aineiden ominaisuudet (esim. myrkyllisyys, pysyvyys ja kertyvyys) ja esiintymisen laajuus.

Yleensä ekologinen riskinarviointi kohdistetaan lajeihin tai prosesseihin, joita voidaan pitää kohteen maankäytön kannalta tärkeinä. Esimerkiksi Hollannissa tällaisia avainlajeja ja prosesseja on esitetty eri maankäyttöluokille (taulukko 5). Toisaalta tarkastelu tulee kohdistaa aina harvinaisiin tai erityistä suojelua vaativiin lajeihin, mikäli näitä esiintyy kohteessa.

7.7.2

Arvioinnin toteutus

Ekologisen riskin tarkennettuun arviointiin voidaan käyttää mm. seuraavia menetelmiä:

- pitoisuusmittausten ja altistuslaskelmien vertaaminen ekologisiin viitearvoihin,
- biotestit (haitta-ainekohtaiset testit ja testit kohteen maankäytöillä),
- malliekosysteemitutkimukset,
- biomonitorointi ja biomarkkerit sekä
- ekologiset tutkimukset.

Taulukko 5. Esimerkki eri maankäyttömuodoissa olennaisista suojeltavista ekologisista tekijöistä¹⁰⁰.

Maankäyttö	Suojeltavat ekologiset tekijät
Luonnontilainen alue	Kaikki lajit, vuorovaikutukset ja prosessit
Maanviljelyalue	Herkimmät tuotettavat ravintokasvit ja karja, maaperän palautumiskyky
Virkistysalue ja viheralueet	Kasvit, ravinnekierrot, linnut ym. lentokykyiset eliöt
Asuinalue, jossa ravintokasvien viljelyä, viljelypalstat	Herkimmät tuotettavat lajit, ravinnekierrot, maaperän palautumiskyky, lemmikkieläimet, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö
Asuinalue, jossa puutarhoja	Kasvien kasvu (koristekasvit), ravinnekierrot, maaperän palautumiskyky, lemmikkieläimet, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö
Asuinalue, jossa ei puutarhoja, liikennöintialueet, rakennetut alueet	Viherkasvit ja reunuskasvillisuus, maaperän palautumiskyky, vain rakennetussa ympäristössä elävä eliöstö

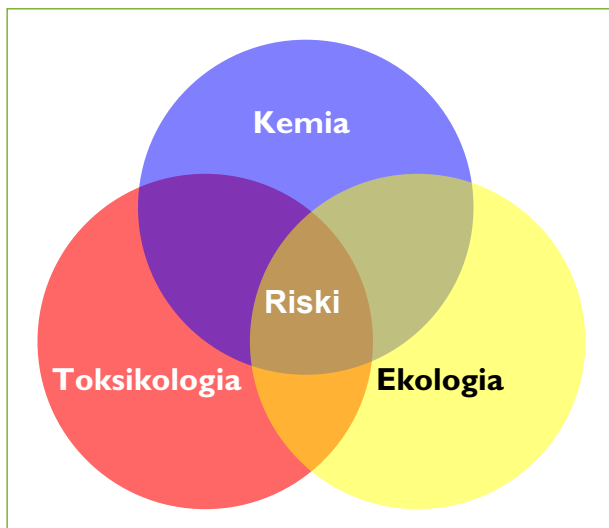
¹⁰⁰ Faber, J.H. 1998. Ecological risks of soil pollution. Ecological building blocks for risk assessment.

Arvioinnin toteutustavan osalta tulisi pohtia sitä, minkä tyyppinen lähestymistapa palvelee parhaiten arvioinnille asetettuja tavoitteita. Yleensä arviointi tulisi kuitenkin aloittaa alueelle tehtävällä maastokäynnillä. Maastokäynnin yhteydessä voidaan havainnoida mahdollisia merkkejä alueen ekosysteemin häiriintymisestä ja tarkentaa laadullisen arvioinnin yhteydessä hankittuja tietoja alueen olosuhteista.

Koska ekologisten riskien arviointimenetelmien välillä on hyvin suuria eroja eikä tulosten tulkinta ole aina yksiselitteistä, arvioinnissa on yleensä tarkoituksenmukaista käyttää useita erilaisia menetelmiä. Näin voidaan vähentää arviointiin liittyvää epävarmuutta ja saada päätöksentekoon riittävän monipuolista tietoa.

Esimerkki eri menetelmiä yhdistelevästä lähestymistavasta on ns. Triad-menetely, jota on käytetty kohdekohtaisissa ekologisen riskin arvioinneissa mm. Hollannissa (kuva 12).

Triad-menetelyssä ekologinen riski arvioidaan yhdistämällä tulokset erillisinä osavaiheina toteutettavista kemiallisista, toksikologisista ja ekologisista arvioinneista. Tarkastelussa otetaan huomioon tiedot alueen historiasta, alueen koko ja suunniteltu käyttö. Triad-menetelyn kemiallisessa arviointiosuudessa riskit voidaan määrittellä ympäristön haitta-ainepitoisuuksien (kokonaispitoisuus ja/tai biosaatava osuus) tai pitoisuuksien ja altistusta/kertymistä kuvaavien mallien avulla laskettujen annostasojen perusteella. Toksikologisessa arviointiosuudessa tehdään mm. biotestejä ja biomarkkimäärityksiä joko kentällä ja/tai kohteen maanäytteillä laboratoriossa. Näillä on tarkoitus saada tietoa mm. eri haitta-aineiden yhteisvaikutuksista, joiden määrittäminen pelkästään kemiallisten analyysien perusteella on ja useimmiten mahdotonta. Biotesteissä mitattavien vasteiden luonnollinen vaihtelu ja koejärjestelyjen aiheuttamat vaikutukset saattavat kuitenkin olla huomattavia, minkä vuoksi useiden



Kuva 12. Triad-menettelyn osavaiheet.

rinnakkaismäärittysten tekeminen on tavallisesti tarpeen. Ekologisen arviointiosuuden tutkimuksiin voivat kuulua mm. tarkasteltavalla alueella tehtävät lajisto- ja yksilömääräkartoitukset sekä alueen eliöstön biomonitorointi. Eri arviointiosioista saadut riskiarvot skaalataan asteikolle nollasta yhteen (0 - 1 tai 0 - 100 %) ja yhdistetään integroiduksi riskiluvuksi. Jos arviointiosavaiheiden välillä havaitaan huomattavia ristiriitoja, arviointia tulee yleensä jatkaa hankkimalla lisätietoa ja käyttämällä tarkempia tai monipuolisempia menetelmiä.

Ekologisen riskin arviointia sekä Triad-menettelyä ja sen soveltamista on kuvattu tarkemmin monissa julkaisuissa^{101 102}.

7.7.3

Riskien kuvaus

Ekologisten riskien osalta riskin määrittämiseen ei voi antaa yleispäteviä ohjeita, koska arvion tekemiseen voidaan käyttää hyvin erityyppisiä menetelmiä ja ympäristönsuojelulta edellytettävä taso voi vaihdella huomattavasti kohteiden välillä. Eri menetelmien kautta saatavat tulokset eivät yleensä ole suoraan vertailukelpoisia eikä näille ole olemassa yleisiä tulkintaohjeita esimerkiksi suhteessa hyväksyttävän riskitason asettamiseen.

Pitoisuusmittausten tai niiden perusteella tehtyjen altistuslaskelmien ja viitearvojen vertailun perusteella ekologisen riskin kuvauksen perustana voidaan käyt-

¹⁰¹ Jensen, J. & Mesman, M. (eds.). 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations.

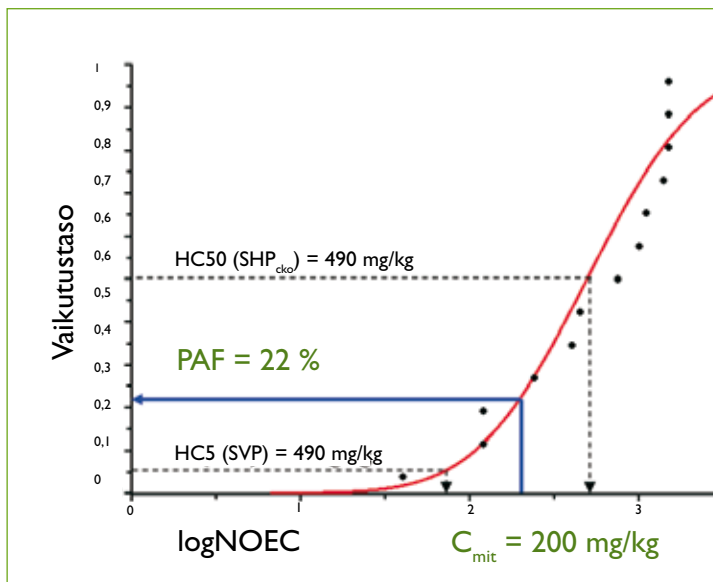
¹⁰² Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo M. 2007. Maaperän pilaantumisen ekologinen riskinarviointi – menettelytapaopas.

tää terveysriskien tapaan tietylle eliölle tai yhteisölle määritettyä vaaraosamäärää ja vaaraindeksiä. Nämä antavat kuitenkin ainoastaan suuntaa-antavaa tietoa mahdollisista ekologisista vaikutuksista, sillä kirjallisuustietoihin perustuvat viitearvot eivät voi ottaa huomioon tarkastelun kohteena olevan ympäristön erityispiirteitä. Ympäristön pitoisuuksiin perustuva riskiluvun laskenta yleensä yliarvioi todellisia riskejä, koska testiympäristöt poikkeavat usein luonnonolosuhteista. Siksi sellaiset todellisia ekologisia vaikutuksia vähentävät ilmiöt, kuten ajan kuluessa vähentyvä biosaatavuus, eliöiden sopeutuminen, kyky välttää pilaantuneita ravintolähteitä ja ympäristöä sekä eliöstön korvautuminen ja valikoituminen, eivät tule yleensä otetuksi huomioon. Biosaatavuuden huomioon ottamiseen viitearvovertailussa kohteen ympäristöolosuhteiden mukaan on kehitetty viime vuosina uusia menetelmiä, kuten BLM-mallit¹⁰³ (Biotic Ligand Model).

Viitearvovertailussa on otettava huomioon myös se vaikutus- tai riskitaso (haitaton tai haitallinen pitoisuus), jota viitearvolla kuvataan. Esimerkiksi ohjearvojen perustana olevat SHP_{eko} -arvot vastaavat pitoisuuksia, joissa toksisuustestien perusteella haitallisia vaikutuksia on aiheutunut jo puolelle maaperän eliöistä tai prosesseista. Tilastollisella lajien herkkyysjakaumalla¹⁰⁴ tätä pitoisuutta kutsutaan HC_{50} -arvoksi (Hazardous Concentration, kuva 13). Ohjearvojen asettamisessa HC_{50} -arvoa on käytetty kaikille haitta-aineille yhdenmukaisena kriteerinä arvioitaessa vaikutusten kannalta suurinta yleisesti hyväksyttävää pitoisuutta. Tässä on otettu huomioon, että maaperässä vastaavat pitoisuudet eivät todennäköisesti aiheuttaisi pitkällä aikavälillä laboratorioissa suoritettuihin standarditesteihin verrattuna yhtä suuria vaikutuksia edellä mainittuja ekologisia vaikutuksia vähentävien tekijöiden vuoksi. Ympäristönsuojelun näkökulmasta sellaista pitoisuutta, joka voi aiheuttaa haittaa jo puolelle kohdealueen eliöistä tai prosesseista, ei voi pitää yleisesti hyväksyttävänä.

¹⁰³ ICMM. 2007. MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance.

¹⁰⁴ Lajien herkkyysjakaumaa (Species Sensitivity Distribution, SSD) käytetään yleisesti ekologisten viitearvojen määrittämiseen. Tässä oletetaan, että lajien herkkyys haitta-aineen pitoisuuden suhteen noudattaa tilastollista jakaumaa ja laboratorioissa testatut lajit ovat satunnainen otos tästä jakaumasta. Testituloksille (NOEC) tehdään logaritimuunnos ja arvot sovitetaan normaalijakaumalle. Tuloksena saadaan pitoisuuden ja vaikutusten suhdetta esittävä kuvaaja. Herkkyysjakauman perusteella voi arvioida tietyn pitoisuuden aiheuttamaa vaikutustasoa (ks. kuva 10).



Kuva 13. Esimerkki herkkyysjakaumalta määritettävän lyijypitoisuuden (200 mg/kg) vaikutuksesta maaperäeliöihin prosentuaalisena osuutena niistä eliöistä, joihin kyseinen pitoisuus saattaa haitallisesti vaikuttaa (PAF = Potentially Affected Fraction).

Kun ekologiseen riskinarviointiin käytetään standarditestejä tai niihin perustuvia, kirjallisuudessa esitettyjä toksisuustietoja, on tärkeä ottaa huomioon, että aineiden todelliset vaikutukset kohteessa voivat poiketa merkittävästi testituloksista. Tähän vaikuttaa mm. aineiden biosaataavuus, joka tarkoittaa eliöiden saatavilla olevaa osuutta haitta-aineen pitoisuudesta tai kokonaismäärästä väliaineessa. Haitta-aineiden biosaataavuus tyypillisesti vähenee maaperässä ajan kuluessa (poikkeuksena esim. ampumaradoilla vähitellen rapautuvat haulit ja luodit), minkä vuoksi toksisuustestit yleensä yliarvioivat biosaataavuutta. Biosaataavuutta voidaan arvioida mm. biomonitoroinnin, eräiden spesifien liukoisuustestien sekä solu- ja eläinkokeiden (in vitro ja in vivo) avulla¹⁰⁵.

Biosaataavuuden ja muiden ekologisiin vaikutuksiin liittyvien kohdekohtaisten tekijöiden huomioon ottaminen on tärkeää erityisesti metallien osalta, koska nämä voivat esiintyä maaperässä ominaisuuksiltaan hyvin erilaisina yhdisteinä. Standarditesteissä käytetään tavallisesti liukoisia metallisuoloja (esim. Cl-suolat), joiden osuus maaperän kokonaismetallipitoisuuksista on usein suhteellisen pieni. Kokonaispi-

¹⁰⁵ Suomen ympäristökeskus. 2006c. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE). Biosaataavuuden huomioon ottaminen pilaantuneiden maa-alueiden riskinarvioinnissa.

toisuusanalyysissä voimakkaat uuttoliuokset irrottavat puolestaan maanäytteestä usein myös suuren osan luontaisiin mineraaleihin sitoutuneista metalleista. Näiden osalta ekologiset vaikutukset ovat mm. eliöiden sopeutumisen ja tyypillisesti pienemmän biosaataavuuden vuoksi yleensä selvästi alhaisempia veteen liukeneviin metallisuoloihin verrattuna.

Ekotoksikologisten testien osalta riski voidaan määrittää vertaamalla mitattuja vaikutuksia vertailukokeessa (kontrolli) todettuihin vaikutuksiin. **Yleisellä tasolla hyväksyttävän riskin rajana pidetään usein 20 %:n muutosta kontrolliin verrattuna**¹⁰⁶.

Erilaisten biotestien ja ekologisten tutkimusten etuna on, että ne antavat tietoa haitta-aineiden yhteisvaikutuksista ja todellisista vasteista. Lisäksi niiden avulla voidaan arvioida eliöiden sopeutumis- ja palautumiskykyä sekä kykyä välttää pilaantunutta ympäristöä ja pilaantuneita ravintolähteitä. Biotestien ja ekologisten tutkimusten vaikeutena on tulosten tulkinta, sillä eri testien antamat tulokset voivat olla hyvin erilaisia. Myös eroavaisuudet ympäristö- ja laboratorio-olosuhteiden välillä sekä eri lajien välillä vaikeuttavat tulosten tulkintaa. Ekologisten lajistokartoitusten osalta on tärkeä ottaa huomioon, että havaitut erot kohdealueen ja vertailualueen välillä voivat johtua myös muista ympäristötekijöistä kuin haitallisista aineista¹⁰⁶.

7.7.4

Arvioinnin raportointi

Ekologisten riskien arvioinnista esitetään vähintään

- arvioinnissa käytetyt menetelmät ja perustelut näiden valinnalle
- arvioinnissa tarkasteltavat eliöryhmät ja perustelut näiden valinnalle
- tehdyt tutkimukset ja niiden tulokset
- arvioinnissa käytetyt viite- ja vertailuarvot ja perustelut näiden valinnalle
- käytettyjen lähtötietojen kirjallisuuslähteet
- riskien kuvaus ja niin hyväksyttävyyden arviointi
- arviointiin liittyvä epävarmuus
- arvio alueen pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta

¹⁰⁶ Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo M. 2007. Maaperän pilaantumisen ekologinen riskinarviointi – menetelytapaoas.

8 Riskinhallinta

Pilaantuneisuuden arvioinnilla määritetään alueen puhdistustarve. Mikäli alue todetaan pilaantuneeksi, on ryhdyttävä toimenpiteisiin riskien vähentämiseksi (riskienhallinta). Haitallisia aineita voidaan poistaa tai rajoittaa niille altistumista. Rajoituksesta seuraa usein mm. alueen tilan seurantavelvoitteita sekä velvoitteita kiinteistön luovutustilanteissa selvittää alueen tila ja sopia mahdollisten puhdistusvastuiden siirtymisestä (YSL 104 §). Vain poistamalla maaperän haitalliset aineet pystytään varmistumaan, ettei niistä voi tulevaisuudessa aiheutua haittaa.

Riskinhallintatoimien suunnittelun kannalta on olennaista

- tunnistaa, mitä tekijöitä arvioinnissa otetaan huomioon,
- selvittää, millaiset tavoitteet puhdistettavalle alueelle ja sen maaperän laadulle asetetaan sekä
- tietää, mitä vaihtoehtoja tavoitteiden saavuttamiseksi on käytettävissä.

8.1

Tavoitteet

Kunnostamisen tavoitteena on parantaa ympäristön tilaa ja siten vähentää pilaantumisesta aiheutuvat riskit hyväksyttävälle tasolle. Hyväksyttävä riskitaso määrittelee toimien laajuuden, niiden kohdentumisen ja ajankohdan. Puhdistustavoitteiden määrittämisessä käytetään samoja yleisiä periaatteita ja ”työkaluja” kuin alueen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa.

Käytännössä ympäristöviranomainen määrittää ilmoitus- tai ympäristölupapäätöksessä, millaiset vähimmäistavoitteet alueen puhdistamiselle asetetaan. Puhdistamisen yleistavoitteet määräytyvät ympäristönsuojelulain 75 §:n (maaperän ja pohjaveden puhdistamisvelvollisuus) mukaan. Pilaaja tai muu vastuutaho veloitetaan puhdistamaan maaperä tai pohjavesi siihen tilaan, ettei siitä voi aiheutua terveyshaittaa tai vaaraa ympäristölle.

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa tulee ympäristönsuojelulain 4 §:n mukaan tavoitella myös ympäristön kannalta parhaan käytännön (BEP) ja parhaan käyttökelpoisen tekniikan (BAT) periaatteiden toteutumista. Ympäristöluvanhakijan tulee arvioida, miten valittu käsittelyratkaisu täyttää parhaan käytettävissä olevan tekniikan vaatimukset mm. jätteiden määrän ja haitallisuuden vähentämisestä, käytettävien aineiden vaarallisuudesta, muodostuvista päästöistä, energiatehokkuudesta, riskien ja onnettomuusvaarojen ennaltaehkäisystä sekä kaikkien ympäristövaikutusten huomioimisesta (YSA 37 §).

BEP- ja BAT-periaatteita noudattavan päätöksenteon tueksi on kehitetty menetelmiä ja työkaluja, kuten

- ympäristöriskinarviointi
- kustannus-hyötyanalyysi
- kustannustehokkuusanalyysi
- elinkaariarviointi¹⁰⁷

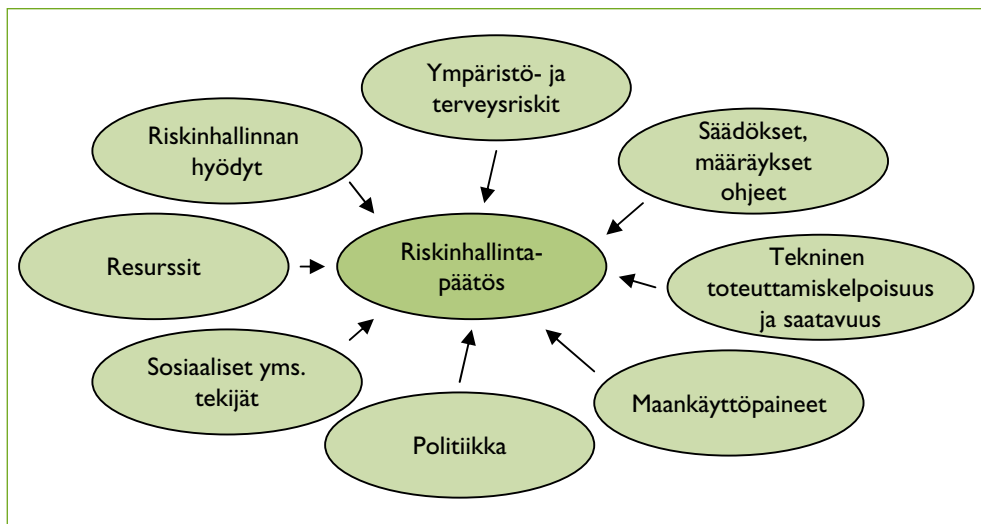
EU:n komissio julkaisee parhaan käytettävissä olevan tekniikan toimialakohtaisia vertailuasiakirjoja eli ns. BREF –asiakirjoja¹⁰⁸. Niiden tavoitteena on harmonisoida sellaisten alojen käytäntöjä, joiden toimintaan liittyy ympäristön pilaantumisen vaara. Nimensä mukaan ne ovat vertailudokumentteja, joita käytetään taustamateriaalina arvioitaessa, mikä toiminnassa on parasta käytettävissä olevaa tekniikkaa. Ne eivät määritä, mitä tekniikkaa on käytettävä vaan tarjoavat tietoa käytössä olevista, nykyaikaisista prosesseista, laitteista ja menetelmistä sekä näillä saavutettavista ympäristökuormituksen tasoista. Pilaantuneen alueen kunnostukseen liittyviä vertailuasiakirjoja ei ole laadittu, mutta aihetta sivuavia BREFjä on olemassa mm. jätteiden käsittelystä ja jätteen poltosta.

Usein riskinhallintatoimien tavoitteisiin ja laajuuteen vaikuttavat ympäristö- ja terveysriskien ohella monet muut tekijät kuten alueen arvo ja arvostus, vaikutukset ihmisten viihtyvyyteen ja elinoloihin tai alueen omistukseen liittyvät imagotekijät (kuva 14). Näiden tekijöiden osalta tavoitteet määräytyvät muun kuin ympäristöviranomaisen tekemän kunnostuspäätöksen perusteella esim. kunnan alueellisten suunnitelmien ja puhdistustoimenpiteistä vastaavan tahon omien päämäärien kautta.¹⁰⁹

¹⁰⁷ Bardos, P., Lewis, A., Nortcliff, S., Mariotti, C., Marot, F. & Sullivan T. 2003. Review of decision support tools for contaminated land management, and their use in Europe. A report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET).

¹⁰⁸ Suomen ympäristökeskus. 2006d. Paras käytettävissä oleva tekniikka – BAT.

¹⁰⁹ Suomen ympäristökeskus. 2006e. Pilaantuneisiin maa-alueisiin liittyvien sosiaalisten ja muiden tekijöiden arviointi.



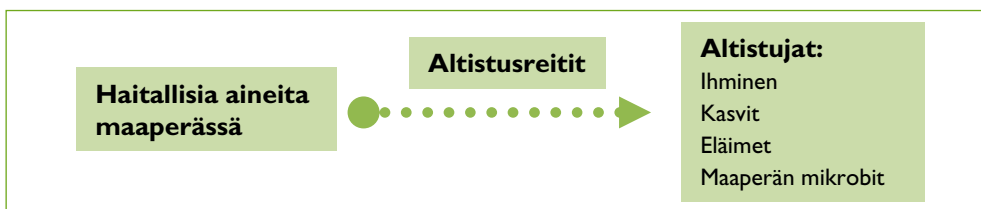
Kuva 14. Pilaantuneen maa-alueen riskinhallintaa koskevaan päätöksentekoon vaikuttavia tekijöitä¹¹⁰.

¹¹⁰ Suomen ympäristökeskus. 2006f. Pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan toimintaympäristö.

8.2

Menetelmät

Haitta-aineen vaikutukset ympäristössä riippuvat aineen ominaisuuksista ja ympäristön altistumisesta aineelle. Haittoja syntyy vain, jos maaperässä on haitallisia aineita ja on olemassa kohde, joka altistuu eri altistusreittien kautta riittävästi näille aineille (kuva 15). Riskinhallintatoimet voidaan kohdistaa johonkin näistä kolmesta tekijästä.



Kuva 15. Ympäristö- ja terveyshaitan esiintymisen edellytykset.

Kunnostusmenetelmät jaetaan lopputuloksen mukaan haitta-aineet poistaviin menetelmiin ja menetelmiin, jotka tähtäävät aineiden leviämisen estämiseen. Haitalliset aineet voidaan poistaa joko kaivamalla ja kuljettamalla pilaantuneet maamassat muualle tai edistämällä aineiden hajoamista haitattomaan muotoon itse kohteessa. Osa massojen käsittelymenetelmistä erottaa ja jakaa maa-ainesta pilaantumattomaan ja pilaantuneeseen osaan. Menetelmävaihtoehtoja on runsaasti. Sopivan menetelmän valintaan vaikuttavat haitallisten aineiden ohella mm. maaperätyyppi, pilaantuneisuuden laajuus ja voimakkuus, menetelmien tekniset omaisuudet sekä käytävissä olevat resurssit ja aika.^{111 112 113}

Osa kunnostusmenetelmistä tähtää haitallisen aineen leviämisen estämiseen ja siten altistusreittien poistamiseen. Eristysrakenteilla ja maapinnan suojakerroksilla vähennetään haitallisia aineita kuljettavien vesien pääsyä pilaantuneeseen maa-ainekseen. Samalla eläinten ja ihmisten mahdollisuus joutua suoraan kosketukseen pilaantuneen maa-aineksen kanssa estyy. Stabiloinnilla ja kiinteytyksellä pienennetään maa-aineksen vedenläpäisevyyttä ja siten minimoidaan haitta-aineiden liukenemista sade- ja valumavesiin sekä estetään aineiden kulkeutuminen pölyn mukana ilmaan. Useimpien menetelmien yhteydessä tapahtuu myös haitta-aineiden kemiallisia muutoksia.

Altistuviin kohteisiin voidaan vaikuttaa lähinnä maankäytön rajoituksin. Maankäytön muutoksella esim. teollisuus-, toimisto- tai pysäköintialueeksi rajataan herkäät altistujaryhmät kuten pienet lapset pois alueella oleskelevista. Samalla vähennetään muidenkin ryhmien altistumismahdollisuuksia. Työpaikalla tapahtuvaa altistumista voidaan edelleen vähentää tarvittaessa esim. suojakäsiinein tai -vaatetuksella.¹¹⁴

Jos alueelle jää korkeita haitta-ainepitoisuuksia tai aineen kokonaismäärä alueella on huomattava eikä aineiden kulkeutumista pitkällä aikavälillä pystytä luotettavasti arvioimaan, on seuranta usein perusteltua. Seurannan tulee olla riittävän pitkäaikaista ja siinä tulee ottaa huomioon muun muassa haitta-aineiden todennäköiset kulkeutumisnopeudet. **Kohteissa, joissa maaperän haitta-ainepitoisuudet ylittävät ongelmajätteille asetetun rajan, on yleensä ryhdyttävä kunnostustoimiin.**

¹¹¹ Penttinen, R. 2001. Maaperän ja pohjaveden kunnostus – yleisimpien menetelmien esittely.

¹¹² asiasta tarkemmin Sarkkila, J., Mroueh, U.-M. & Leino-Forsman, H. 2004. Pilaantuneen maan kunnostaminen ja laadunvarmistus.

¹¹³ asiasta tarkemmin Mroueh, U.-M., Vahanne, P., Eskola, P., Pasanen, A., Wahlström, M., Mäkelä, E. & Laaksonen, R. 2004. Pilaantuneiden maiden kunnostushankkeiden hallinta.

¹¹⁴ Ympäristöministeriö. 2006a. Pilaantuneen maa-alueen tutkimuksen ja kunnostuksen työsuojeluopas.

9 Maa-ainesjätteet ja niiden luokittelu

Tässä osassa selostetaan kaivetun maa-aineksen jäteluonnetta ja pilaantuneisuutta.

9.1

Maa-aines jätteenä ja ongelmajätteenä

Pilaantunut maa-aines on jätettä. Pilaantuneilta maa-alueilta kaivetut maa-ainesjätteet luokitellaan ympäristöministeriön asetuksessa yleisimpien jätteiden sekä ongelmajätteiden luettelosta (1129/2001) seuraaviin nimikeryhmiin:

17 05 03(*)	maa- ja kiviainekset, jotka sisältävät vaarallisia aineita
17 05 04	muut kuin 17 05 03 mainitut maa- ja kiviainekset

Kaivettujen ja jo käsiteltyjen maa-ainesjätteiden pääluokka on 19. Tarkempi luokitus riippuu käsittelymenetelmästä ja syntyvän jätteen laadusta.

Ongelmajätteet on jäteluettelossa merkitty tähdellä (*). Maa-ainesjätteelle, joka sisältää vaarallisia aineita on luettelossa ns. nimikepari, jolloin jäte voidaan ominaisuuksiensa perusteella luokitella joko tavanomaiseksi tai ongelmajätteeksi. Jotta luokitus saadaan selville, maa-ainesjätteen vaaraominaisuudet joudutaan arvioimaan erikseen. Jätteiden luokittelu ongelmajätteiksi perustuu jäteasetukseen (1393/1993) ja ympäristöministeriön asetukseen yleisimpien jätteiden ja ongelmajätteiden luettelosta (1129/2001) ja siihen liittyvästä valtioneuvoston asetuksesta jäteasetuksen liitteen 4 muuttamisesta (1128/2001).

Pilaantuneelta alueelta kaivetun maa-aineksen ongelmajäteluonne arvioidaan käytännössä sen sisältämien vaarallisten aineiden pitoisuuksien ja niistä aiheutuvien vaaraominaisuuksien perusteella (liite 14). Arvioinnin vaiheet ovat:

- Selvitetään maa-ainesjätteen sisältämien haitallisten aineiden kemiallinen koostumus mahdollisimman tarkasti.
- Selvitetään, ovatko jätteen sisältämät aineet tai yhdisteet luokiteltu vaarallisiksi sosiaali- ja terveysministeriön (STM) luettelossa¹¹⁵.

¹¹⁵ Sosiaali- ja terveysministeriön asetus vaarallisten aineiden luettelosta 509/2005.

- Tarvittaessa selvitetään STM:n aineluettelossa luokittelemattomien aineiden ja yhdisteiden vaarallisuus muista tietolähteistä.
- Selvitetään, onko yksittäisen vaarallisen aineen tai yhdisteen pitoisuus (aineen painoprosentti jätteen kokonaispainosta kuiva-aineena) jätteessä sellainen, että se on otettava huomioon jätteen vaaraominaisuuksien laskennallisessa arvioinnissa.
- Selvitetään, ylittävätkö maa-ainesjätteen vaarallisten aineiden pitoisuudet ongelmajätteen raja-arvot.
- Selvitetään onko maa-ainesjätteellä jokin niistä vaaraominaisuuksista, joille raja-arvoja ei ole määritelty¹¹⁶.

Pilaantuneisuustutkimusten lähtötietojen ja mittaustulosten perusteella ei yleensä tiedetä, millaisina yhdisteinä alkuaineet maassa ovat. Aineiden vaarallisuus ja ongelmajäteluokitus saattavat vaihdella saman aineen eri yhdisteillä. **Mikäli aineen esiintymismuotoa maaperässä ei tunneta, tehdään luokittelu haitallisimman yhdisteen raja-arvojen mukaan, jos kyseistä yhdistettä voi maassa esiintyä.**

Ongelmajätteen raja-arvot on määritelty seuraaville vaaraominaisuuksille:

- ärsyttävä (H 4)
- haitallinen (H 5)
- myrkyllinen (H 6)
- syöpää aiheuttava (H 7)
- syövyttävä (H 8)
- lisääntymiselle vaarallinen (H 10) ja
- perimää vaurioittava (H 11).

Vaaraominaisuudelle H14 (ympäristölle vaarallinen) ei ole sitovaa raja-arvoa. Niille vaaraominaisuuksille, joille ei ole raja-arvoja, käytetään muita arviointimenetelmiä. Mikäli jätteellä on yksikin jäteasetuksessa luetelluista neljästätoista vaaraominaisuudesta, se luokitellaan ongelmajätteeksi. Jätteen luokittelusta ongelmajätteeksi, sen perusteluista ja menetelmistä, on olemassa erillinen opas.¹¹⁷ Oppaassa käsitellään myös pilaantuneen maa-aineksen luokittelua.

Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa käytettävien ohjearvojen määrittämisperusteet ja käyttötarkoitus eroavat ongelmajätteen luokitusperusteista. Epäorgaanisten aineiden osalta pilaantuneisuustutkimukset tehdään kuivatusta alle 2 mm raakoosta, kun taas ongelmajäteraja-arvot ilmaistaan prosentteina kuiva-aineen kokonaismäärästä. Tämä ero on otettava tarpeen mukaan huomioon tulkittaessa maa-aineksen pitoisuuksia. Jätteen luokittelu tehdään kaivetun maa-aineksen pitoisuuden perusteella.

¹¹⁶ Dahlbo, H. 2001. Jätteen luokittelu ongelmajätteeksi –arvioinnin perusteet ja menetelmät.

¹¹⁷ asiasta tarkemmin Dahlbo, H. 2001. Jätteen luokittelu ongelmajätteeksi –arvioinnin perusteet ja menetelmät.

Luokittelu pilaantuneisuuden mukaan

Valtioneuvoston asetuksen (214/2007) mukaan maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle tai ympäristölle. Pilaantumattomaksi arvioidulla maa-alueella voi siten olla maa-aineksia, joissa on kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. Nämä voivat kuitenkin aiheuttaa haittaa muualle vietyinä.

Käsittely- tai hyötykäyttökelpoisuuden selvittämistä edellytetään maa-aineksilta, jotka kaivetaan tai on kaivettu pilaantuneiksi epäillyiltä tai todetuilta alueilta. Selvittämistarve koskee myös niitä aineksia, jotka kaivetaan pilaantumattomaksi arvioidulta alueelta, jossa on haitta-aineita sisältäviä maa-aineksia. Tällöin kaivetut maa-ainekset luokitellaan seuraavasti:

- Haitta-ainepitoisuuksiltaan kynnysarvon alittavat maa-ainesjätteet ovat pilaantumattomia.
- Haitta-ainepitoisuuksiltaan kynnysarvon ylittävät ja alemman ohjearvon alittavat maa-ainesjätteet ovat pilaantumattomia, joissa on kohonneita haitta-ainepitoisuuksia.
- Haitta-ainepitoisuuksiltaan alempien ohjearvojen ylittävät maa-ainesjätteet ovat pilaantuneita.

Kynnysarvo		Alempi ohjearvo
Pilaantumaton	Pilaantumaton, jossa kohonneita haitta-ainepitoisuuksia	Pilaantunut

Kuva 16. Kaivetun maa-ainesjätteen pilaantuneisuusluokittelu.

10 Maa-ainesjätteen käsittely ja hyötykäyttö

Tässä luvussa opastetaan maa-ainesjätteen käsittely- ja hyötykäyttökelpoisuuden arviointiin. Käsittelymenetelmien osalta ohje keskittyy pitkälti kaatopaikkakelpoisuuden osoittamiseen, sillä tästä on säädetty yleisesti valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksessä. Muiden käsittelymenetelmien osalta soveltuvuus osoitetaan menetelmä- ja tapauskohtaisesti käsittelylaitoksen ympäristöluvan edellyttämällä tavalla.

Maa-ainesjätteen käsittely- tai hyötykäyttökelpoisuuden arviointiin liittyvien selvitysten ja tutkimusten laajuuteen vaikuttavat suunniteltu käsittelymenetelmä sekä massojen loppusijoitus- tai hyödyntämiskohde. Haitta-ainepitoisuuksien lisäksi edellytetään usein mm. hienoaineksen ja orgaanisen aineksen pitoisuuksien sekä liukoisuuksien selvittämistä. Tutkimus- ja arviointimenetelmät poikkeavat osittain pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa käytetyistä. Arviointien tavoitteena onkin varmistua, että suunniteltu käsittelymenetelmä soveltuu ko. massoilta ja etteivät maa-ainekset aiheuta ympäristön pilaantumista uudessa sijoituskohteessaan.

Valtioneuvoston asetuksessa (214/2007) annetut maaperän haitta-aineiden ohje-arvot on tarkoitettu maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioimiseen eikä niitä voida käyttää sellaisenaan kaivetun maa-aineksen käsittely- tai hyötykäyttökelpoisuuden arviointiin.

Pysyvillä orgaanisilla yhdisteillä (ns. POP-yhdisteet) pilaantuneiden maa-ainesten käsittelyssä on lisäksi otettava huomioon Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (805/2004/EY) pysyvistä orgaanisista yhdisteistä sekä direktiivin (79/117/ETY) muuttamisesta. Asetuksessa on säädetty raja-arvopitoisuudet, joiden ylittyessä jätteet on pääsääntöisesti käsiteltävä siten, että POP-yhdisteet tuhotaan tai muunnetaan palautumattomasti. Raja-arvo asetuksessa mainituille torjunta-aineille ja PCB-yhdisteille on 50 mg/kg sekä dioksiineille ja furaaneille 15 µg WHO-TEF/kg. Maa-aineksen haitta-ainepitoisuudet harvemmin ylittävät ko. raja-arvot.

Maa-ainesjäte on jätelain 6 §:n perusteella pyrittävä ensisijaisesti hyödyntämään. Jätteitä ei saa sekoittaa haitta-ainepitoisuuksien laimentamiseksi. Jäte tulee tarvittaessa esikäsitellä sen määrän ja haitallisuuden vähentämiseksi ja hyötykäyttömahdolli-

suuksien parantamiseksi. Pilaantunutta maa-ainesjätettä käsiteltäessä ja sijoitettaessa ei saa aiheuttaa vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle.

10.1

Hyötykäyttö- ja käsittelykelpoisuuden arviointi

Maa-ainesjätteiden tuottajan ja haltijan on oltava selvillä hallinnassaan olevan jätteen määrästä, laadusta, ominaisuuksista ja alkuperästä sekä luokittelusta. Vastaanottaja puolestaan huolehtii, että käsittelyyn vastaanotetaan käsittelytavan ja ympäristöluvan mukaista jätettä sekä ylläpitää laadunhallintajärjestelmää, jossa kuvataan pilaantuneiden maamassojen hyväksymiseen ja vastaanottamiseen liittyvät toimintatavat.

Pilaantuneiden alueiden maa-ainesjätteistä on pilaantuneisuustutkimusten vuoksi saatavilla tietoa mm. maalajeista sekä haitta-aineiden pitoisuuksista. Sijoituskelpoisuutta arvioitaessa tarvitaan lisäksi tietoa haitta-aineiden liukoisuusominaisuuksista sekä käyttäytymisestä sijoitusolosuhteissa. Käyttäytymiseen vaikuttavat mm. haitta-aineiden sitoutumistapa ja esiintymismuoto, maaperän pH-arvo sekä maa-aineksen orgaanisen aineksen määrä sekä sijoituspaikan olosuhteet.

Maa-ainesjätteiden käsittelyn ja hyödyntämisen suunnittelussa ja toteutuksessa voidaan käyttää apuna muun muassa jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteamiseksi laadittua opasta¹¹⁸ sekä eräitä sivutuotteiden hyödyntämistä koskevia selvityksiä¹¹⁹

¹²⁰.

Seuraavassa kuvataan lyhyesti maa-ainesjätteiden kelpoisuuden arviointia maan-kaatopaikkasijoituksessa ja hyödyntämiskohteissa. Kaatopaikkakelpoisuusarviointi on kuvattu yksityiskohtaisesti. Tällä on pyritty edesauttamaan valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksen noudattamista pilaantuneiden maa-ainesjätteiden osalta. Esitettyjä tutkimusmenetelmiä voidaan hyödyntää soveltuvin osin myös arvioitaessa pilaantuneen maa-ainesjätteen soveltuvuutta muihin käsittelyihin.

10.2

Hyödyntäminen

Pilaantuneen maa-ainesjätteen laitos- ja ammattimainen hyödyntäminen ja käsittely vaativat ympäristönsuojelulain mukaisen luvan. Ympäristönsuojeluasetuksen (169/2000) 4 §:n mukaan ympäristölupaa ei tarvita maa- ja kiviainesten ottamisessa tai rakennustoiminnassa syntyvän pilaantumattoman maa- ja kiviainesjätteen käsittelemisessä ja hyödyntämisessä, mikäli tämä tapahtuu ottamispaikalla taikka

¹¹⁸ Ympäristöministeriö. 2006b. Jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteaminen.

¹¹⁹ Mroueh, U-M., Mäkelä, E., Wahlström, M., Kauppila, J., Sorvari, J. Heikkinen, P., Salminen, R., Juvankoski, M. & Tammirinne M. 2000. Sivutuotteet maarakenteissa – Käyttökelpoisuuden osoittaminen.

¹²⁰ Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Eskola, P., Vahanne, P., Mäkelä, M., Vikman, M., Venelampi, O. Härmäläinen, J. & Frilander, R. 2004. Kaatopaikkojen tiivistysrakennemateriaaleina käytettävien teollisuuden sivutuotteiden ympäristökelpoisuus.

muulla rakentamispaiikalla jätelain vaatimukset täyttävän hyväksytyn suunnitelman tai luvan mukaisesti.

Kynnysarvojen alittuessa maa-ainesjätteen sisältämät haitta-ainepitoisuudet eivät aiheuta rajoituksia maa-aineksen hyötykäytölle. Tämä koskee niin pilaantuneilta alueilta poistettavia haitta-ainepitoisuuksia kynnysarvot alittavia maa-aineksia kuin käsiteltyjä pilaantuneita maa-aineksia.

Haitta-ainepitoisuuksiltaan **kynnysarvon ylittävien ja alemman ohjearvon alittavien** maa-ainesten soveltuvuus hyötykäyttöön **kohteessa** selvitetään valtioneuvoston asetuksen (214/2007) 2 §:n mukaisen kohteen arvioinnin yhteydessä.

Haitta-ainepitoisuuksiltaan **kynnysarvon ylittävien ja alemman ohjearvon alittavien** maa-ainesten käsitteleminen tai hyödyntäminen **muualla** kuin kaivupaikalla edellyttää kohonneiden haitta-ainepitoisuuksien takia pääsääntöisesti ympäristönsuojelulain 28 §:n mukaista ympäristölupaa. Ympäristölupaa ei tarvita, mikäli hyötykäyttökohde ei ole tärkeällä pohjavesialueella, sijoitettavien massojen pitoisuudet eivät ylitä hyötykäyttökohteen alueellista taustapitoisuutta eikä sijoitus lisää merkittävästi ympäristöön kohdistuvaa kuormitusta tai riskejä. Esimerkki edellä mainitusta on massojen hyödyntäminen kaupunkien teollisuusalueilla tai alueilla, joiden luontaiset taustapitoisuudet ylittävät kynnysarvot. Näissäkin tapauksissa asiassa on meneteltävä ympäristönsuojeluasetuksen 4 §:n mukaisesti. Epäselvissä tapauksissa 28 §:n mukainen luvan tarve tulee selvittää ympäristölupaviranomaiselta.

Haitta-ainepitoisuuksiltaan **alempien ohjearvojen ylittävien** maa-ainesten kaivaminen edellyttää ympäristönsuojelulain 78 §:n mukaista lupaa tai ilmoitusta. Lisäksi massojen hyödyntämisen tai käsittelyn on tapahduttava kohteessa, jonka ympäristöluvassa tämä on sallittu.

	Kynnysarvo		Alempi ohjearvo
Hyötykäyttö kohteessa	YSA 4 §		Ympäristölupa 78 § tai ilmoituspäätös
Hyötykäyttö muussa kohteessa	YSA 4 §	Ympäristölupa 28 § ¹⁾	Ympäristölupa 28 §

¹⁾ Ympäristölupaa ei tarvita, mikäli hyötykäyttökohde ei ole tärkeällä pohjavesialueella, sijoitettavien massojen pitoisuudet eivät ylitä hyötykäyttökohteen alueellista taustapitoisuutta eikä sijoitus lisää merkittävästi ympäristöön kohdistuvaa kuormitusta tai riskejä. YSA 4 §:n mukaisen suunnitelman/luvan tarve.

Kuva 17. Ympäristölupavelvollisuus kaivettuja massoja hyötykäytettäessä.

Pilaantuneiden maa-ainesjätteiden hyödyntäminen edellyttää, että maa-ainesjäte on käyttötarkoitukseen teknisesti soveltuvaa eikä siitä aiheudu vaaraa tai haittaa ympäristölle. Hyötykäyttökelpoisuuden arvioinnissa voidaan käyttää avuksi mm. valtioneuvoston kaatopaikkapäätöstä sekä valtioneuvoston asetuksessa eräiden jätteiden hyödyntämisestä (591/2006) esitettyjä periaatteita.

10.2.1

Hyödyntäminen kaatopaikkarakenteissa

Hyödyntämisen lähtökohtana on, että kaatopaikan pinta- ja pohjarakenteen mineraalisten tiivistyskerrosten välillä olevissa kerroksissa hyödynnettävien maa-ainesjätteiden tulee olla kaatopaikkakelpoisia asianomaiselle kaatopaikalle. Muiden pintarakennekerrosten osalta hyödyntämiskelpoisuustarkastelun lähtökohtana ovat valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksessä pysyvälle jätteelle annetut kriteerit. Pohjakerroksen mineraaliselta tiivistyskerrokselta vaaditaan kemiallisen pysyvyyden lisäksi fysikaalista pysyvyyttä, sillä rakenteen tehtävänä on toimia myös eräänlaisena varmistuskerroksena muiden kerrosten tai eristeiden menetettyä toimivuutensa.

Maa-ainesjätteiden kaatopaikkarakenteissa tapahtuvan hyödyntämisen osalta voidaan soveltaa VTT Tiedotteessa 2246 esitettyjä kelpoisuuden osoittamismenettelyjä. Tavanomaisen sekajätteen tai tavanomaisen pilaantuneen maa-ainesjätteen kaatopaikkojen esipeitto- ja päiväpeittokerroksissa voidaan käyttää haitta-ainepitoisuudeltaan alemman ohjearvon alittavia maa-ainesjätteitä. Maa-ainesten kaatopaikkakelpoisuus osoitetaan pilaantuneisuustutkimuksissa saatujen haitta-ainepitoisuuksien perusteella Alemman ohjearvon ylittyessä sekä valtioneuvoston päätöksen mukaisilla kaatopaikoilla kaatopaikkakelpoisuus on aina erikseen osoitettava.

10.2.2

Hyödyntäminen muissa rakenteissa

Pilaantuneita maita on hyötykäytetty mm. melusteissa sekä tie- ja kenttärakenteissa sellaisenaan tai käsiteltynä (esim. kiinteytettynä). Hyötykäyttö on toistaiseksi ollut tapauskohtaista eikä yleisiä käytäntöjä vielä ole muodostunut. Ympäristökelpoisuuden osoittamisen lisäksi tulee selvittää myös tekninen toimivuus. Hyötykäytön ympäristö- ja terveyshaittoja voidaan rajoittaa esim. teknisin keinoin, kuten suojaus ja erityisrakentein tai suotovesien käsittelyllä.

Ohjeita jätteiden maarakennuskäyttökelpoisuuden osoittamisesta on myös esitetty kattavasti esimerkiksi TEKESin julkaisemassa raportissa: "Sivutuotteet maarakenteissa – Käyttökelpoisuuden osoittaminen"¹²¹.

¹²¹ Mroueh, U-M., Mäkelä, E., Wahlström, M., Kauppila, J., Sorvari, J. Heikkinen, P., Salminen, R., Juvan-koski, M. & Tammirinne M. 2000. Sivutuotteet maarakenteissa – Käyttökelpoisuuden osoittaminen.

Sijoitus maankaatopaikalle

Maankaatopaikalle voidaan sijoittaa vain pilaantumaton maa-ainesta. Pilaantuneilta tai pilaantuneiksi epäilyiltä alueilta tuotavien maa-ainesjätteiden sijoituskel- poisuus maankaatopaikalle osoitetaan yleensä alueen pilaantuneisuustutkimuksissa saatavien haitta-ainepitoisuustulosten perusteella.

Maankaatopaikalle voidaan sijoittaa vain sen ympäristöluvassa esitetyn mukaista maa-ainesta. Mikäli ympäristöluvassa ei ole otettu tarkemmin kantaa maa-ainesjät- teen sallittuihin haitta-ainepitoisuuksiin, voidaan soveltaa seuraavia yleisperiaat- teita:

Maankaatopaikalle sijoitettavien maa-ainesjätteiden sisältämien haitta-aineiden pitoisuuksien tulee alittaa alemmat ohjearvot. Jos maankaatopaikka sijaitsee herkkien alueiden läheisyydessä, vastaanottokriteerit tulee arvioida tapauskohtaisesti. Tämä koskee erityisesti valtioneuvoston asetuksen (214/2007) liitteessä tunnuksella (p) merkittyjen haitallisten aineiden sijoittamista. Jos maankaatopaikka sijaitsee tärkeällä pohjavesialueella, sinne ei saa vastaanottaa maa-ainesjätteitä, joiden haitta-ainepitoi- suudet ylittävät kynnysarvot tai alueen luontaiset taustapitoisuudet, mikäli ne ovat kynnysarvoja korkeampia.

Kynnysarvo tai taustapitoisuus		Alempi ohjearvo
Kyllä	Kelpoisuus voidaan arvioida PIMA-tutkimuksilla	Ei

Kuva 18. Maa-ainesjätteen kelpoisuus maankaatopaikalle, mikäli kaatopaikan ympäristöluvassa ei sitä ole määritetty.

Kaatopaikkakäsittely

Valtioneuvoston päätöksessä kaatopaikoista (861/97) on esitetty yleiset puitteet jät- teen kaatopaikkakelpoisuuden arvioimiseksi sekä jätteiden kaatopaikalle sijoittamista koskevat yleiset rajoitukset, kuten syttyvyys, syövyttävyys, hapettavuus, reaktiivi- suus ja myrkyllisyys.

Kaatopaikkapäätöstä on muutettu vuonna 2006 asetuksella (202/2006), jossa on säädetty mm. sitovat raja-arvot pysyvän jätteen ja ongelmajätteen kaatopaikalle se- kä käsiteltäviä ongelmajätettä vastaanottavalle tavanomaisten jätteiden kaatopaikalle sijoitettaville jätteille. Kaatopaikkapäätöstä ei sovelleta maankaatopaikkaan, jonne sijoitetaan vain pilaantumaton maa-ainesjätettä.

Ennen maa-ainesjätteen kaatopaikkakelpoisuuden määrittämistä on selvitettävä, luokitellaanko maa-aines ongelmajätteeksi vai tavanomaiseksi jätteeksi. Kaatopaikalle saa sijoittaa yleensä vain sen luokituksen mukaisia jätteitä. Jäte, jota ei luokitella ongelmajätteeksi, on tavanomaista jätettä. Osa tavanomaisesta jätteestä voidaan luokitella pysyväksi jätteeksi. Ongelmajäte voidaan myös esikäsitellä esimerkiksi kemiallisesti, jolloin sen sijoittaminen tähän tarkoitukseen varatulle tavanomaisen jätteen kaatopaikalle on mahdollista. Maa-ainesjätteen luokitus ei ratkaise sille soveltuvaa käsittelytapaa, jolloin esimerkiksi ongelmajätteeksi luokitellut pilaantuneet maa-ainekset eivät välttämättä ole soveltuvia ongelmajätteen kaatopaikalle.

Kaikista kaatopaikalle sijoitettavista jätteistä on aina tehtävä perusmäärittely ja niiden kelpoisuus kyseiselle kaatopaikalle on osoitettava. Tällöin on otettava huomioon mm. kaatopaikan olosuhteet ja sen ympäristölupa. **Alemman ohjearvon alittavien** maa-ainesjätteiden osalta kaatopaikkakelpoisuus osoitetaan pilaantuneisuustutkimuksissa saatujen haitta-ainepitoisuuksien perusteella. **Alemman ohjearvon ylittävien** maa-ainesjätteiden osalta kaatopaikkakelpoisuuden osoittaminen tehdään kappaleissa 10.4.1 esitettyjen periaatteiden mukaisesti.

Perusmäärittelyyn kuuluu myös mm. jätteen esikäsittelymahdollisuuksien ja –vaihtoehtojen selvittäminen.

10.4.1

Kaatopaikkakelpoisuustutkimusten yleiset periaatteet

Pilaantuneiden maa-ainesjätteiden kaatopaikkakelpoisuustutkimuksissa (liite 15) käytetään ensisijaisesti jätteille kehitettyjä CEN EN – standardeja. Tarvittaessa voidaan ennen em. standardien valmistumista käyttää PrEN-vaiheen standardeja sekä muita jo käytössä olevia, hyväksytyjä standardeja tai menettelyjä.

Pilaantuneilla maa-ainesjätteillä on lisäksi erityispiirteitä, jotka tulee ottaa huomioon kaatopaikkakelpoisuutta osoitettaessa. Esimerkiksi kertaluonteisen muodostumistapansa vuoksi kunkin maa-ainesjäte-erän kaatopaikkakelpoisuus on erikseen osoitettava eikä vastaavuustestaukseen siten yleensä ole tarvetta. Maa-ainesjäte sisältää usein sekä epäorgaanisia että orgaanisia haitta-aineita, mikä yhdessä heterogeenisuuden ja tutkittavien näytteiden mahdollisesti huonon edustavuuden kanssa asettavat omat erityisvaatimuksensa.

10.4.2

Kaatopaikkakelpoisuuden arviointi

Kaatopaikkapäätöksessä on sitovia kelpoisuuskriteerejä pysyvälle jätteelle, ongelmajätteelle, käsitellylle ongelmajätteelle ja tietyille tavanomaisille epäorgaanisille jätteille, jotka voidaan sijoittaa yhteen vakaan reagoimattoman ongelmajätteen kanssa tavanomaisen jätteen kaatopaikalle. Kriteerejä on lähinnä liukoisuusominaisuuksille ja rajoitetusti koostumukselle. Muiden parametrien osalta on kelpoisuusarviointi

tehtävä tapauskohtaisesti. Tämä koskee mm. monia orgaanisia haitta-aineita, joiden kelpoisuutta arvioidaan pääsääntöisesti kokonaispitoisuuksien perusteella.

Kaatopaikalle sijoitettavalle, tavanomaiseksi jätteeksi luettavalle maa-ainesjätteelle, jota ei sijoiteta yhdessä vakaan reagoimattoman ongelmajätteen kanssa, ei ole annettu yleisesti sovellettavia raja-arvopitoisuuksia tai liukenevuutta koskevia kriteerejä.

10.4.3

Valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksen sitovat kriteerit

Sijoitettaessa pilaantunutta maa-ainesjätettä **pysyvän jätteen kaatopaikalle, ongelmajätteen kaatopaikalle sekä vakaata reagoimatonta (käsiteltyä) ongelmajätettä vastaanottavalle tavanomaisten jätteiden** kaatopaikalle, tulee osoittaa, että liitteen 16 taulukon kriteerit täyttyvät. Liukoisuudet määritetään L/S-suhteessa 10 l/kg.

Ongelmajätteistä ja stabiileista ongelmajätteistä on suotautumisen lisäksi määritettävä ja arvioitava jätteen neutralointikapasiteetti, jolla arvioidaan jätteen herkkyyttä pH-muutoksiin. Lisäksi jätteisiin, jotka sijoitetaan kaatopaikalle yhdessä kipsipohjaisen materiaalien kanssa, on sovellettava liitteessä 16 esitetyn taulukon tavanomaiselle epäorgaaniselle jätteelle esitettyjä (taulukon neljäs sarake vasemmalta) orgaanisen hiilen kokonaispitoisuudelle (TOC) ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuudelle annettuja raja-arvoja.

10.4.4

Tavanomaisen sekajätteen kaatopaikka

Sijoitettaessa maa-ainesjätteitä tavanomaisten sekajätteiden kaatopaikalle tulee ottaa huomioon, että sekalaisen jätteen kaatopaikkaolosuhteet poikkeavat epäorgaanisen jätteen kaatopaikkaoloista seuraavasti:

- Suotoveden pH-arvo on riippuvainen kaatopaikalle sijoitetuista jätteistä ja kaatopaikan elinkaaren vaiheesta (esim. tuoreella kaatopaikalla on suotoveden pH yleensä aluksi hapan happokäymisen takia). Koska metallien liukoisuus on riippuvainen ympäristön pH-arvosta, tulisi ympäristöolosuhteiden vaikutus metallien liukoisuuteen huomioida erityisesti silloin, kun kaatopaikalle sijoitettavat jätemäärät ovat suuria ja jäte sisältää merkittävästi haitallisia metalleja.
- Suotovesi sisältää merkittävästi orgaanisia yhdisteitä, esimerkiksi liukoista orgaanista hiiltä (DOC). Orgaanisia aineita sisältävät kaatopaikkavedet saattavat tietyissä olosuhteissa, kuten tuoreessa jätteessä, lisätä tiettyjen metallien sekä orgaanisten aineiden, kuten PCB-, PAH-yhdisteiden ja hiilivetyjen liikkuvuutta, mikä on huomioitava erityisesti silloin, kun kaatopaikalle sijoitettavat jätemäärät ovat merkittäviä.

Liukoisuusominaisuudet

Tavanomaisten sekajätteiden kaatopaikalle sijoitettavien maa-ainesjätteiden kelpoissuuskriteereinä suositellaan käytettäväksi taulukon 6 mukaisia liukoissuuskriteerejä:

Taulukko 6.
Suositus liukoissuuskriteereiksi¹²².

Jäteluokka	Liukoissuuskriteerit L/S-suhteessa 10 mg/kg k.a
Arseeni	2
Barium	100
Kadmium	1
Kromi (kok.)	10
Kupari	50
Elohopea	0,2
Molybdeeni	10
Nikkeli	10
Lyijy	10
Antimoni	0,7
Seleen	0,5
Sinkki	50
Kloridi, Cl-	15000 ¹⁾
Fluoridi, F-	150
Sulfaatti, SO ₄ ²⁻	20000 ¹⁾
Liuenneiden aineiden kokonaispitoisuus, TDS ¹	60000

¹⁾ testiuutteeseen liuenneiden aineiden kokonaismäärää voidaan käyttää sulfaatti- ja kloridiarvojen sijasta.

Happamien sijoitusolosuhteiden vaikutusta jätteen liukoissuusominaisuuksiin arvioidaan tarvittaessa pH-vaikutustestillä, mikäli metallipitoisuudet ovat merkittäviä. pH-vaikutustestissä havaittujen liukoissuuksien tulee neutraalilla pH-alueella (pH 6-8) täyttää em. taulukossa esitetyt kriteerit. Liukoissuustulokset tämän pH-alueen ulkopuolella arvioidaan tapauskohtaisesti.

Muut ominaisuudet

Jos maa-ainesjätteen voidaan alkuperänsä tai syntytapansa perusteella olettaa sisältävän orgaanisia haitta-aineita, esimerkiksi mineraaliöljyä, BTEX-yhdisteitä, fenolia,

¹²² Ympäristöministeriö. 2006b. Jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteaminen.

PCB-yhdisteitä ja PAH-yhdisteitä, on nämä haitta-ainepitoisuudet määritettävä kaatopaikkakelpoisuuden arviointia varten. Ongelmajätteen luokitusta varten määritettyjä raja-arvoja ei tule koskaan yksistään käyttää kaatopaikkakelpoisuuden arvioinnissa, vaan niitä on täydennettävä siten, että erityisesti kaatopaikkaolosuhteissa orgaanisen haitta-aineen kulkeutuminen, hajoaminen ja toksisuus huomioidaan.

Taulukossa 7 on esitetty maa-ainejäte-erille enimmäispitoisuussuosituksia tietyille orgaanisille haitta-aineille. Muilta osin kelpoisuus on arvioitava tapauskohtaisesti. Haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC) sisältäviä maa-ainesjätteitä ei pääsääntöisesti tulisi ilman esikäsittelyä sijoittaa kaatopaikalle. On myös otettava huomioon, että liuottimet kuten klooratut hiilivedyt saattavat vahingoittaa kaatopaikan eristämateriaaleja. Ekotoksisuustestit antavat lisätietoja orgaanisia haitta-aineita sisältävien jätteiden ympäristövaarallisuudesta.

Taulukko 7.
Maa-ainesjäte-erien kaatopaikkasijoituksen (tavanomaisen jätteen kaatopaikka) enimmäispitoisuusarvoja koskevat suositukset

Haitta-aine	Enimmäispitoisuus
mineraaliöljy (C10-C40)	2500 mg/kg
fenoli-indeksi	100 mg/kg
PAH (EPA 16)	150 mg/kg

Alempi ohjearvo	
Kelpoisuus voidaan arvioida PIMA-tutkimuksilla	Kaatopaikkakelpoisuus osoitettava erikseen ¹⁾

¹⁾ Kriteereinä mm. liukoisuusraja-arvot ja orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuus

Kuva 19. Maa-ainesjätteen kelpoisuus tavanomaisen sekajätteen maankaatopaikalle.

10.4.5

Pilaantuneiden maa-ainesjätteiden erityiskaatopaikat

Pilaantuneiden maa-ainesjätteiden käsittelyyn ja loppusijoitukseen on olemassa omia erityiskaatopaikkoja tai niille voidaan varata erillisiä kaatopaikan osia. Nämä on yleensä luokiteltu joko tavanomaisen jätteen tai ongelmajätteen kaatopaikoiksi. Samalla kaatopaikka-alueella voi olla myös erilliset alueet eri jäteluokille.

Pilaantuneen maa-ainesjätteen sijoittamisessa ongelmajätteen kaatopaikoiksi luokitelluille erityiskaatopaikoille sovelletaan ongelmajätteen kaatopaikkoja koskevia raja-arvoja.

Pilaantuneen maa-ainesjätteen sijoittamisessa muille erityiskaatopaikoille suositellaan sovellettavaksi liitteen 16 taulukossa esitettyjä tavanomaisen epäorgaanisen jätteen kriteerejä ja niihin liittyviä menettelyjä. Kriteereistä, esimerkiksi liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) kohdalla, voidaan poiketa, jos voidaan osoittaa, että ko. sijoituksesta ei aiheudu sijoitusympäristölle merkittävää riskiä ja että sijoituspaikalla saavutetaan vaadittu ympäristönsuojelun taso. Sijoituksen ympäristökuormitusta voidaan tarvittaessa rajoittaa esimerkiksi teknisin keinoin.

Lisäksi on otettava huomioon, että POP-yhdisteet (EY asetus 850/2004), korkeat orgaanisen aineksen pitoisuudet (mm. haulikkoratojen ongelmajätteen luokitellut humusmaat) tai merkittävät mineraaliöljypitoisuudet saattavat rajoittaa kaatopaikkasijoitusta. Kaatopaikalle sijoitettava jäte ei myöskään saa vaikuttaa ympäristönsuojelujärjestelyiden laatutasoon ja niiden turvaamiseen.

LYHENTEET

ADD	Average Daily Dose; keskimääräinen päivittäinen annos
aq (alaindeksi)	vesieliöitä koskeva arvo (aquatic)
BCF	Bioconcentration factor; biokertyvyystekijä, joka kuvaa eliössä olevan pitoisuuden ja väliaineen pitoisuuden suhdetta tasapainotilassa
BTEX-yhdisteet	yhteisnimitys öljyhiilivety-yhdisteille bentseeni, toluene, etyylibentseeni ja ksyleeni
BW	Body weight, ihmiskehon paino
CEN	European Committee for Standardization
CR	Cancer Risk, syöpäriski
DCE	Dikloorieteeni
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquid; vettä raskaampi veteen liukenematon neste
D _{pe}	läpäisevyyskerroin, kuvaa aineen taipumusta kulkeutua heikosti läpäisevän membraanin läpi
drinit	aldriini, dieldriini ja endriini, torjunta-aineita
EC-arvo	Effective Concentration; pitoisuus, joka on aiheuttanut vaikutuksia testieliöissä
eko (alaindeksi)	ekologista riskiä koskeva arvo
EU/TGD	EU/Technical Guidance Document
HC _x -arvot	Hazardous Concentration; pitoisuus, joka on haitallinen x %-lle eliöistä
HI	Hazard Index; vaaraindeksi
HQ	Hazard Quotient; vaaraosamäärä
HTP-arvo	ihmisen työperäiselle altistumiselle määritetty haitalliseksi tunnettu pitoisuus
IRIS	Integrated Risk Information System; Yhdysvaltojen ympäristöviraston ylläpitämä kemikaalitietokanta
ISO	International Organization for Standardization
K _d	aineen kiinnittymis- ja kulkeutumispotentiaalia maaperässä kuvaava jakautumiskerroin (jakautuminen maa-aineksen ja veden välillä)
K _{oc}	aineen kiinnittymis- ja kulkeutumispotentiaalia maaperässä kuvaava jakaantumiskerroin (jakautuminen orgaanisen hiilen ja veden välillä)
K _{ow}	aineen rasvaliukoittuutta ja kertyvyyttä kuvaava jakautumiskerroin (jakautuminen oktanolin ja veden välillä)
L(E)C ₅₀	Lethal/Effect Concentration; pitoisuus, jossa kuolleisuus tai muu mittausvaste todetaan 50 %-lla koe-eliöistä
LNAPL	Light Non-Aqueous Phase Liquid; vettä kevyempi veteen liukenematon neste
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level; alhaisin pitoisuus- tai annostaso, jossa on todettu haitallisia vaikutuksia testieliössä
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration; alhaisin pitoisuus, jossa seurattu vaikutus testieliössä on todettu
MTBE	metyyli-tert-butyylieetteri
NAPL	Non-Aqueous Phase Liquid; veteen liukenematon neste
NOEC	No Observed Effect Concentration; pitoisuus, jossa vaikutuksia ei ole todettu testieliössä
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
PAH-yhdisteet	polyaromaattiset hiilivedyt
PCB-yhdisteet	polyklooratut bifenyylit
PCDD/PCDF	polyklooridibentso-p-dioksiinit ja -furaanit
PEC	Predicted Environmental Concentration; haitta-aineen arvioitu ympäristöpitoisuus
PNEC	Predict No-Effect Concentration; toksisuustietojen perusteella arvioitu pitoisuustaso, joka ei aiheuta havaittavia vaikutuksia kohde-eliössä
pv (alaindeksi)	pohjavesiriskiä koskeva arvo
RfC	Reference Concentration; referenssipitoisuus, joka ei päivittäisessä altistuksessa (ihmiset) aiheuta merkittävää riskiä elinaikana
RfD	Reference Dose; referenssiannos, joka ei päivittäisessä altistuksessa (ihmiset) aiheuta merkittävää riskiä elinaikana

RIVM	Riksinstituut voor Vollesgezondheid en Milieu (Hollannin kansallinen terveys- ja ympäristöinstituutti)
SAMASE- arvot	ympäristöministeriön asettaman Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostus-projektin valmistelemien ehdotuksen mukaiset maaperän pilaantuneisuuden arviointiin tarkoitetut ohjeelliset haitallisten aineiden pitoisuusarvot (YM:n muistio 5/1994)
SHP	suurin hyväksyttävä pitoisuus maaperässä; ohjearvojen perusteella määritetty viitearvo
SVP	suurin vaikutukseton pitoisuus
TAME	<i>tert</i> -amyyylimetyylieetteri
TBT/TPT	tributyli/trifenyyliina
TCA-arvo	Tolerable Concentration in Air; suurin turvallinen (siedettävä, hyväksyttävä) hengitysilman pitoisuus
TCDD	2,3,7,8-tetraklooridibentso- <i>p</i> -dioksiini, toksisin ja tunnetuin dioksiiniyhdiste, johon PCDD/PCDF-yhdisteiden ja samalla tavalla vaikuttavien PCB-yhdisteiden toksisuus suhteutetaan esim. WHO:n toksisuusekvivalenttia (WHO-TEQ) käytettäessä
TCE	Trikloorieteeni
TDI-arvo	Tolerable Daily Intake; suurin turvallinen (siedettävä, hyväksyttävä) päiväannos ihmisen painokiloa kohti
Terr (alaindeksi)	maaperäeliöitä koskeva arvo (terrestrial)
terv	terveysriskiä koskeva arvo
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency; Yhdysvaltojen ympäristövirasto
WHO	World Health Organization; maailman terveysjärjestö
V _p	höyrynpaine, kuvaa aineen haihtuvuutta

KIRJALLISUUS

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2004. Guidance manual for the assessment of joint toxic actions of chemical mixtures. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/ipga.html>.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. Toxicological Profile Information Sheet. Last updated 10.4.2007. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- Arvela 1995. Asuntojen radonkorjauksen menetelmät. Säteilyturvakeskus, Helsinki. STUK-A127. 42 s. ISBN 951-712-086-9, ISSN 0781-1705.
- Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä : tiedolliset perusteet, määrittelyperiaatteet, soveltaminen, kehittäminen. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 92. 56 s. ISBN 952-11-0161-X.
- Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L. & Zeilmaker, M.J. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701 025. 297 s. www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf
- Bardos, P., Lewis, A., Nortcliff, S., Mariotti, C., Marot, F. & Sullivan T. 2003. Review of decision support tools for contaminated land management, and their use in Europe. A report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET). Umweltbundesamt, Vienna. Diverse Publikationen, Band 097. 180 s. ISBN 3-85457-678-1.
- Dahlbo, H. 2001. Jätteen luokittelu ongelmajätteeksi –arvioinnin perusteet ja menetelmät. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 98. 160 s. ISBN 952-11-1207-7.
- Davis, S., Waller, P., Buschbom, R., Ballou, J. & White P. 1990. Quantitative estimates of soil ingestion on normal children between the ages of 2 and 7 years: Population-based estimates using aluminium, silicon and titanium as soil traces elements. Archives of Environmental Health 45(2): 112-115.
- Decisioneering Inc. 2007. Crystal Ball. <http://www.decisioneering.com/>
- Edwards, D.A., Andriot, M.D., Amoruso, M.A., Tummey, A.C., Bevan, C.J., Tveit, A., Hayes, L.A., Youngren, S.H. & Nakles, D.V. 1997. Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH). Volume 4. Amherst Scientific Publishers, Massachusetts. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. 119 p. ISBN 1-884-940-13-7.
- Elintarvikevirasto. 2005. Dioksiinien ja dioksiinien kaltaisten PCB:iden saanti elintarvikkeista. http://www.evira.fi/portal/fi/elintarvikkeet/elintarviketietoa/vierasaineet/dioksiinin_saanti/
- Environment Agency. 2007. Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA). <http://www.environment-agency.gov.uk/> > Subjects > Land Quality > Land contamination > CLEA - Home page > CLEA UK Software Introduction > CLEA UK software and handbook.
- Environmental Energy Technologies Division. 2007. Caltox. <http://eetd.lbl.gov/ied/ERA/caltox/>
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY (vesipuitedirektiivi).
- Euroopan parlamentin ja neuvoston päätös N:o 2455/2001/EY vesipolitiikan alan prioriteettiaineiden luettelon vahvistamisesta ja direktiivin 2000/60/EY muuttamisesta.
- Euroopan komission asetus EY N:o 466/2001 ja siihen myöhemmin tehty muutos (8.6.2005/517).
- Euroopan komission direktiivi (2006/61/EY) neuvoston direktiivien 86/362/ETY, 86/363/ETY ja 90/642/ETY liitteiden muuttamisesta atrasiinin, atsinfossietyylin, syflutriinin, etefonin, fentionin, metamidofossin, metomyylin, parakvatin ja triatsofossin jäämien enimmäismäärien osalta.
- EXTOXNET (The Extension Toxicology Network). <http://extoxnet.orst.edu/ghindex.html>.
- Faber, J.H. 1998. Ecological risks of soil pollution. Ecological building blocks for risk assessment. TCB R07 (1997). English version. Technische Commissie Bodembescherming, Haag, Hollanti. 107 s.
- Geologian tutkimuskeskus. 2007. Geokemiallinen kartoitus ja tutkimus. <http://www.gtk.fi/tutkimus/geokemia/index.htm>
- Gustafson, J. B., Griffith Tell, J. & Orem, D. 1997. Selection of Representative TPH Fractions Based on Fate and Transport Considerations. Volume 3. Amherst Scientific Publishers, Massachusetts. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. 70 p. ISBN 1-884-940-12-9.
- Hansen, J. & Andersen, L. 2006. Laktester för riskvärdering av förorenade områden – Underlagsrapport 2a: Laktester för organiska ämnen. Naturvårdsverket. Rapport 5557. 51 s. ISBN 91-620-5557-7.pdf, ISSN 0282-7298.
- Hazardous Substances Data Bank (HSDB). 2006. US National Library of Medicine, Bethesda. Päivitetty 8.4.2006. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen>

- Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 2006. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuustutkimusten tilastot 2005. Julkaisematon.
- ICMM. 2007. MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance. ICMM, London. ISBN 978-0-9553591-2-5. 80 s.
- International Programme on Chemical Safety (IPCS) INCHEM. Chemical Safety Information from Inter-governmental Organizations. <http://www.inchem.org/>.
- Jensen, J. & Mesman, M. (eds.). 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701047. 136 s. ISBN 90-6960-138-9.
- Järvinen, H.-L. & Mroueh U.-M. 1996. Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostaminen. TEKES, Helsinki. Teknologia katsaus 47/96. 194 s.
- Kauppa- ja teollisuusministeriön asetus eräiden vieraiden aineiden enimmäismääristä elintarvikkeessa (22.3.2002/237). 2002. <http://www.edilex.fi/saadokset/lainsaadanto/20020237>.
- Kinnunen, T. (toim.) 2005. Pohjavesitutkimusopas - käytännön ohjeita. Suomen Vesiyhdistys, Helsinki. 194 s. ISBN 952-9606-73-7, ISSN 0782-9612.
- Koljonen, T. (toim.).1992. Suomen geokemian atlas, osa 2: Moreeni. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 218 s. ISBN 951-690-379-7 (Part 2), ISBN 951-690-374-6 (Series).
- Korkka-Niemi, K. & Salonen, V-P. 1996. Maanalaiset vedet – pohjavesigeologian perusteet. Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskus, Turku. Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskuksen julkaisuja A:50. 181 s. ISBN 951-29-0825-5, ISSN 0788-7906.
- Kotimaiset Kasvikset ry. 2003. Kasvistase 2003. Arvio kasvien kulutuksesta. 15 s. [http://www.finfood.fi/finfood/kasvikset.nsf/0/49df26fa1a17dfc4c2256d8800222ee6/\\$FILE/Kasvistase2003.pdf](http://www.finfood.fi/finfood/kasvikset.nsf/0/49df26fa1a17dfc4c2256d8800222ee6/$FILE/Kasvistase2003.pdf)
- Laakso, K. 1999. Saastuneiden maiden tutkimiseen soveltuvia kenttämittareita. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 60. 90 s. ISBN 952-11-0476-7.
- Lahermo, P., Ilmasti, M., Juntunen, R. & Taka, M. 1990. Suomen geokemian atlas, osa 1: Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 66 s. ISBN 951-690-356-8 (Part 1), ISBN 951-690-374-6 (Series).
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, Osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 149 s. ISBN 951-690-678-8 (Part 3), ISBN 951-690-374-6 (Series).
- Lumina Decision Systems, Inc. 2007. Analytica. <http://www.lumina.com/>.
- Mroueh, U-M., Mäkelä, E., Wahlström, M., Kauppila, J., Sorvari, J. Heikkinen, P., Salminen, R., Juvankoski, M. & Tammirinne M. 2000. Sivutuotteet maarakenteissa – Käyttökelpoisuuden osoittaminen. Tekes, Helsinki. Teknologia katsaus 93/2000. 84 s. ISBN 952-457-001-7, ISSN 1239-758X.
- Mroueh, U-M., Vahanne, P., Eskola, P., Pasanen, A., Wahlström, M., Mäkelä, E. & Laaksonen, R. 2004. Pilaantuneiden maiden kunnostushankkeiden hallinta. VTT, Espoo. VTT Tiedotteita 2245. 317 s. + liitt. 44 s. ISBN 951-38-6468-5 (nid.), ISBN 951-38-6469-3 (pdf). <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2004/T2245.pdf>
- Nikunen, E. 2002. Ympäristölle vaaralliset kemikaalit: riskinarviointi ja luokitus. Kemianteollisuus ry, Helsinki. 142 s. ISBN 952-9597-52-5 (nid.)
- Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, B. & Kultamaa, A. 2000. Environmental properties of chemicals. Finnish Environment Institute & Edita, Helsinki. 2 nid. 1165, 241 s. ISBN 951-37-26967-2 (Edita, nid.) 952-11-0670-0 (Suomen ympäristökeskus, nid.), ISSN 1238-8602.
- Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet -turvallisuusohjeet (OVA-ohjeet). 2006. <http://www.ttl.fi/OVA/index.html>.
- Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes, F.A. & Versluijs, C.W. 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modeling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701021. 97 p.
- Palisade Europe. 2007. @Risk. <http://www.palisade-europe.com/>.
- Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo M. 2007. Maaperän pilaantumisen ekologinen riskinarviointi – menetelytapaopas. Luonnos.
- Penttinen, R. 2001. Maaperän ja pohjaveden kunnostus – yleisimpien menetelmien esittely. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste nro 227. ISBN 952-11-0943-2, ISSN 1455-0792. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=64770&lan=fi>

- Pesticide Action Network (PAN) Pesticides Database. 2007. Last updated 19.4.2007. <http://pesticideinfo.org/Index.html>.
- Potter, T.L. & Simmons, K.E. 1998. Composition of Petroleum Mixtures. Volume 2. Amherst Scientific Publishers, Massachusetts. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. 99 p. ISBN 1-884-940-19-6.
- Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Luonnos.
- Risk Assessment Information System (RAIS). 2005. Toxicity Profiles. Last updated 17.8.2005. http://rais.ornl.gov/tox/rap_toxp.shtml
- Risk Assessment Information System (RAIS). 2007. Human Health Risk Exposure Model. Last updated 2.5.2007. http://rais.ornl.gov/prg/for_sel_data.shtml
- Rossi, E. 2003. Ohje riskinarviointimenetelmästä SOILI-ohjelman kohteissa. Öljyalan palvelukeskus, Helsinki.
- Salla, A. 1999. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet Helsingissä: eräiden alkuaineiden ja orgaanisten yhdisteryhmien luontaisten ja ilmaperäisten pitoisuuksien summat Helsingin maaperän pintakerroksissa. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsinki. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 15/99. 25 s. ISBN 951-718-389-5.
- Salla, A. 2000. Haitta-aineiden taustapitoisuudet ja laskeumat Helsingin maaperässä. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsinki. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 12/2000. 16 s.
- Sarkkila, J., Mroueh, U.-M. & Leino-Forsman, H. 2004. Pilaantuneen maan kunnostaminen ja laadunvarmistus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 110. ISBN 951-53-0743-0 (nid.), ISSN 1239-758X.
- SFS/ISO-standardi 19258:2007. Soil quality – Guidance on the determination of background values.
- SFS-ISO-standardi 11464 Soil quality - Pretreatment of samples for physico-chemical analysis.
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi - mitä, missä, miten. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 50. ISBN 952-11-0408-2 www.ymparisto.fi > Palvelut ja tuotteet > Julkaisut > Ympäristöoppaat > Ympäristöopas-sarja 1998 > YO50 Saastuneiden alueiden riskinarviointi - mitä, miksi, miten.
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 1999. Ympäristövaikutusten arviointi: ihmisiin kohdistuvat terveydelliset ja sosiaaliset vaikutukset. Sosiaali- ja terveysministeriö, Helsinki. Sosiaali- ja terveysministeriön oppaita 1999:1. 51 s. ISSN 1236-116X.
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 2003. Asumisterveysohje - Asuntojen ja muiden oleskelutilojen fysikaaliset, kemialliset ja mikrobiologiset tekijät. Sosiaali- ja terveysministeriö, Helsinki. Sosiaali- ja terveysministeriön oppaita 2003:1. 93 s. ISBN 952-00-1301-6, ISSN 1236-116X. <http://www.stm.fi/Resource.phx/publishing/store/2003/05/pr1063357766490/passthru.pdf>
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 2005. HTP-arvot 2005. Sosiaali- ja terveysministeriö, Helsinki. Sosiaali- ja terveysministeriön oppaita 2005:10. 71 s. ISSN 1236-116X, ISBN 952-001672-4 (nid.), ISBN 952-00-1673-2 (PDF). <http://www.ketsu.net/http/HTP2005.pdf>
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (401/2001.) 2001. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2001/20010401>.
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 461/2000. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2000/20000461>.
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus vaarallisten aineiden luettelosta 509/2005. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2005/20050509>
- Stanek, E. & Calabrese, E. 1995. Daily Estimates of Soil Ingestion in Children. Environmental Health Perspectives. Volume 103, Number 3, 276-285.
- Suomen geoteknillinen yhdistys r.y. 2002. Ympäristögeotekninen näytteenotto-opas, maa-, huokos-, ja pohjavesinäytteet. ISBN 951-98818-2-4 (PDF).
- Suomen Standardoimisliitto. 2007. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 1: Ohjelmistot. Suomen Standardoimisliitto, Helsinki. SFS-käsikirja 190-1. ISBN 978-952-5650-30-0. ISSN 0780-7961.
- Suomen Standardoimisliitto. 2007. Maaperäntutkimusmenetelmät. Osa 2: Näytteenotto. Suomen Standardoimisliitto, Helsinki. SFS-käsikirja 190-1. ISBN 978-952-5650-32-7. ISSN 0780-7961.

- Suomen ympäristökeskus. 2006a. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE). Mallinnus pohjaveden pilaantumisriskin arvioinnissa. Päivitetty 11.10.2006. www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Tutkimus > Hankkeet ja tulokset > Pilaantuneen maaperä... > Pilaantuneen maaperä... > Riskinhallintatoimie... > Pilaantuneiden maa-a... > Pohjaveden pilaantum... > Mallinnus pohjaveden pilaantumisriskin arvioinnissa. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=197366&lan=fi>
- Suomen ympäristökeskus. 2006b. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE). Riskinarvioinnin epävarmuus. Päivitetty 10.10.2006. www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Tutkimus > Hankkeet ja tulokset > Pilaantuneen maaperä... > Pilaantuneen maaperä... > Riskinhallintatoimie... > Pilaantuneiden maa-a... > Riskinarvioinnin epävarmuus. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=19025&lan=fi>
- Suomen ympäristökeskus. 2006c. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE). Biosaatavuuden huomioon ottaminen pilaantuneiden maa-alueiden riskinarvioinnissa. Päivitetty 10.10.2006. www.ymparisto.fi/syke/PIRRE > Pilaantuneen maaperä... > Riskinhallintatoimien... > Pilaantuneiden maa-alueiden... > Biosaatavuuden huomioon ottaminen pilaantuneiden maa-alueiden riskinarvioinnissa.
- Suomen ympäristökeskus. 2006d. Paras käytettävissä oleva tekniikka – BAT. Päivitetty 18.10.2006. www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Yritykset ja yhteisöt > Paras tekniikka, BAT. <http://ymparisto.fi/bat>.
- Suomen ympäristökeskus. 2006e. Pilaantuneisiin maa-alueisiin liittyvien sosiaalisten ja muiden tekijöiden arviointi. Päivitetty 11.10.2006. www.ymparisto.fi/syke/PIRRE > Riskinhallintatoimien ekotehokkuuden arviointi > Kunnostuksen muiden vaikutusten arviointi. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=18871&lan=fi>.
- Suomen ympäristökeskus. 2006f. Pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan toimintaympäristö. Päivitetty 4.10.2006. www.ymparisto.fi/syke/PIRRE > Pilaantuneen maaperä... > Riskinhallinnan toimintaympäristö. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=197344&lan=fi>.
- Suomen ympäristökeskus. 2007a. Maaperän tilan tietojärjestelmä. Päivitetty 10.5.2007. <http://www.ymparisto.fi> > Palvelut ja tuotteet > Tietojärjestelmät ja... > Maaperän tilan tietojärjestelmä. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=232438&lan=fi&clan=fi>
- Suomen ympäristökeskus. 2007b. Maaperämenetelmien standardisointityöryhmä. Päivitetty 8.5.2007. <http://www.miljo.fi/print.asp?contentid=96897&clan=FI#a0>.
- Tarvainen, T. 2006. Maaperän geokemiallisten kartoitusten tunnuslukuja. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Arkistoraportti S41/0000/2006/1. 8 s. http://arkisto.gtk.fi/s41/s_41_0000_2006_1.pdf
- Tarvainen, T. (toim.), Eklund, M. Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J. & Teräsvuori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä. Geologian Tutkimuskeskus, Espoo. Tutkimusraportti 163. 40 s. ISBN 951-690-968-X, ISSN 0781-4240.
- Thompson, K.C. & Nathanail C.P. 2003. Chemical analysis of contaminated land. Blackwell Publishing, Oxford. 290 s. ISBN 1-84127-334-1.
- Toxicology Data Network (Toxnet). 2005. Toxnet. Last updated 29.11.2005. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- U.S.EPA. (Environmental Protection Agency). 1989. Risk assessment guidance for superfund (RAGS), Volume I – Human health evaluation manual, part A. EPA/540/1-89/002.
- U.S.EPA. 1997. Exposure Factors Handbook. U.S. EPA, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-front-gloss.pdf>.
- U.S.EPA. 2000. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. http://www.epa.gov/ncea/raf/pdfs/chem_mix/chem_mix_08_2001.pdf
- U.S.EPA. 2005. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. Last updated 25.10.2005. <http://cfpub.epa.gov/ncea/raf/recordisplay.cfm?deid=20533> . [Viitattu 11.12.2006.]
- U.S.EPA. 2006a. Exposure Assessment Models. MMSOILS. Last updated 14.7.2006. <http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/mmsoils/index.htm>.
- U.S.EPA. 2006b. Exposure Assessment Models. MULTIMED. Last updated 14.7.2006. <http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/multim1/index.htm>

- U.S.EPA. 2006c. Software and User's Manual. Last updated 19.4.2006. <http://www.epa.gov/superfund/programs/lead/products.htm>
- U.S.EPA. 2007a. Waste and Cleanup Risk Assessment. Last updated 9.3.2007. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/index.htm>
- U.S.EPA. 2007b. Integrated Risk Information System (IRIS). Last updated 25.1.2007. <http://www.epa.gov/iris/index.html>
- U.S.EPA. 2007c. ECOTOX Database. Last updated 10.5.2007. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- U.S.EPA. 2007d. Soil Screening Guidance for Chemicals. http://rais.ornl.gov/calc_start.shtml
- U.S.EPA. 2007e. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 3 Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment (RAGS 3A) <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags3adt/index.htm>.
- Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006).
- Van Hall Instituut. 2006. Risc Identification of Soil Contamination (RISC). Risc-Human. Last Modified 12.5.2006. <http://www.risc-site.nl/>.
- Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Eskola, P., Vahanne, P., Mäkelä, M., Vikman, M., Venelampi, O., Hämäläinen, J. & Frilander, R. 2004. Kaatopaikkojen tiivistysrakennemateriaaleina käytettävien teollisuuden sivutuotteiden ympäristökelpoisuus. VTT, Espoo. VTT Tiedotteita 2246. 84 s. + liitt. 38 s. ISBN 951-38-6470-7, ISSN 1235-0865. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2004/T2246.pdf>.
- Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Vestola, E., Vaajasaari, K. & Joutti, A. 2006. Jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteaminen. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2006. 82 s. ISBN 952-11-2334-6, ISBN 952-11-2335-4 (PDF). <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=55778&lan=fi>
- Westerholm, H., Pehkonen, T., Mäkinen, I., Joutti, A. & Dahlbo, H. 2005. Näytteenotto pilaantuneesta maa-ainekasasta. Luonnos 9.9.2005.
- WHO. 2004. Guidelines for drinking-water quality. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3/en/index.html [Viitattu 20.1.2007].
- WHO. 2007. The International Programme on Chemical Safety (IPCS). Environmental Health Criteria. <http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/en/index.html>.
- Ympäristöministeriö. 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristönsuojeluosasto, muistio 5/1994. 218 s. ISBN 951-47-4823-9, ISSN 0788-5911.
- Ympäristöministeriö. 2003. Rakennusten sisäilmasto ja ilmanvaihto, määräykset ja ohjeet 2003. Rakentamismääräyskokoelma D2. <http://www.finlex.fi/data/normit/1921-D2s.pdf>.
- Ympäristöministeriö. 2006a. Pilaantuneen maa-alueen tutkimuksen ja kunnostuksen työsuojeluopas. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2006. ISBN 952-11-2463-6 (nid.), ISBN 952-11-2464-4 (PDF), ISSN 1796-1645 (pain.), ISSN 1796-1653 (verkkojulkaisu). <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=214644&lan=fi>.
- Ympäristöministeriö. 2006b. Jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden toteaminen. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2006. 82 s. ISBN 952-11-2334-6 (nid.). <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=231888&lan=fi>

Liite I

YMPÄRISTÖNSUOJELULAIN (86/2000) MAAPERÄN PILAANTUMISEN KANNALTA KESKEISET PYKÄLÄT

- - -

7 §

Maaperän pilaamiskielto

Maahan ei saa jättää tai päästää jätettä eikä muutakaan ainetta siten, että seurauksena on sellainen maaperän laadun huononeminen, josta voi aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle, viihtyisyyden melkoista vähentymistä tai muu niihin verrattava yleisen tai yksityisen edun loukkaus (maaperän pilaamiskielto).

8 §

Pohjaveden pilaamiskielto

Ainetta tai energiaa ei saa panna tai johtaa sellaiseen paikkaan tai käsitellä siten, että

1) tärkeällä tai muulla vedenhankintakäyttöön soveltuvalla pohjavesialueella pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai sen laatu muutoin olennaisesti huonontua;

2) toisen kiinteistöllä oleva pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai kelpaamattomaksi tarkoitukseen, johon sitä voitaisiin käyttää; tai

3) toimenpide vaikuttamalla pohjaveden laatuun muutoin saattaa loukata yleistä tai toisen yksityistä etua (pohjaveden pilaamiskielto).

Edellä 1 momentissa tarkoitettuna toimenpiteenä pidetään myös asetuksella erikseen säädettyä toimenpidettä tai asetuksella kiellettyä ympäristölle ja terveydelle vaarallisten aineiden päästämistä pohjaveteen. Asetus voi koskea vain sellaisia toimenpiteitä, joita tarkoitetaan asianomaisessa Euroopan yhteisön direktiivissä.

- - -

14 §

Maaperä

Valtioneuvosto voi asetuksella säätää:

1) eri maankäyttötarkoituksissa maaperässä olevien haitallisten aineiden suurimmista sallituista pitoisuuksista tai haitallisten aineiden pitoisuuksista pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioimiseksi;

LIITE I/2

2) pilaantuneen maa-aineksen käsittelystä ja eristämisestä, puhdistamisen tekni-
sistä vaatimuksista ja puhdistusmenetelmistä sekä tarkkailusta ja valvonnasta.

Valtioneuvosto voi antaa 1 momentissa tarkoitettuja asetuksia, jotka koskevat
soveltuvin osin myös vesistön pohjakerrostumia.

28 §

Yleinen luvanvaraisuus

Ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavaan toimintaan on oltava lupa (ympä-
ristölupa). Asetuksella säädetään tarkemmin luvanvaraisista toiminnoista.

Ympäristölupa on lisäksi oltava:

1) toimintaan, josta saattaa aiheutua vesistön pilaantumista eikä kyse ole vesilain
1 luvun 19 §:ssä tarkoitettua toiminnasta;

2) jätevesien johtamiseen, josta saattaa aiheutua vesilain 1 luvun 2 §:ssä tarkoitettu-
uoman tai altaan pilaantumista;

3) toimintaan, josta saattaa ympäristössä aiheutua eräistä naapurussuhteista an-
netun lain (26/1920) 17 §:n 1 momentissa tarkoitettua kohtuutonta rasitusta;

4) jätteen laitos- tai ammattimaiseen hyödyntämiseen tai käsittelyyn;

5) öljyn ja kaasun etsintäporaukseen ja esiintymän hyväksikäyttöön sekä muu-
hun niihin liittyvään toimintaan Suomen aluevesillä ja talousvyöhykkeellä.
(26.11.2004/1061)

Luvan saaneen toiminnan päästöjä tai niiden vaikutuksia lisäävään tai muuhun
olennaiseen toiminnan muuttamiseen on oltava lupa. Lupaa ei kuitenkaan tarvita, jos
muutos ei lisää ympäristöön kohdistuvia vaikutuksia tai riskejä eikä lupaa toiminnan
muutoksen vuoksi ole tarpeen tarkistaa.

12 luku

Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistaminen

75 §

Maaperän ja pohjaveden puhdistamisvelvollisuus

Se, jonka toiminnasta on aiheutunut maaperän tai pohjaveden pilaantumista, on
velvollinen puhdistamaan maaperän ja pohjaveden siihen tilaan, ettei siitä voi aiheu-
tua terveyshaittaa eikä haittaa tai vaaraa ympäristölle.

Jos maaperän pilaantumisen aiheuttajaa ei saada selville tai tavoiteta taikka tätä ei
saada täyttämään puhdistamisvelvollisuuttaan ja jos pilaantuminen on tapahtunut
alueen haltijan suostumuksella tai tämä on tiennyt tai tämän olisi pitänyt tietää alueen

kunto sitä hankkiessaan, on alueen haltijan puhdistettava alueen maaperä siltä osin kuin se ei ole ilmeisen kohtuutonta. Alueen haltija vastaa samoin edellytyksin myös pilaantuneen pohjaveden puhdistamisesta, jos pilaantuminen on johtunut alueen maaperän pilaantumisesta.

Siltä osin kuin pilaantuneen alueen haltijaa ei voida velvoittaa puhdistamaan pilaantunutta maaperää, on kunnan selvittävä maaperän puhdistamistarve ja puhdistettava maaperä.

76 §

Ilmoitusvelvollisuus

Jos maahan tai pohjaveteen on päässyt ainetta, joka saattaa aiheuttaa pilaantumista, on aiheuttajan välittömästi ilmoitettava siitä valvontaviranomaiselle.

77 §

Selvitysvelvollisuus ja puhdistustarpeenarviointi (21.4.2005/252)

Jos maaperä tai pohjavesi on ilmeisesti pilaantunut, alueellinen ympäristökeskus voi määrätä puhdistamisesta 75 §:n mukaan vastuussa olevan selvittämään pilaantuneen alueen laajuuden ja puhdistamistarpeen. Määräys annetaan noudattaen soveltuvien osin mitä jäljempänä 13 luvussa säädetään.

Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistustarpeen arvioinnissa on otettava huomioon pilaantuneen alueen, sen ympäristön tai pohjaveden nykyinen tai tuleva käyttö sekä pilaantumisesta terveydelle tai ympäristölle mahdollisesti aiheutuva vaara tai haitta. (21.4.2005/252)

78 §

Maaperän puhdistaminen

Pilaantuneiden maa-ainesten käsittelyyn on oltava ympäristölupa.

Maaperän puhdistamiseen pilaantuneella alueella tai pilaantuneen maaperän aineksen poistamiseen toimitettavaksi muualla 1 momentin mukaisesti käsiteltäväksi voidaan kuitenkin ryhtyä tekemällä siitä ilmoitus alueelliselle ympäristökeskukselle, jos

- 1) pilaantuneen alueen laajuus ja maaperän pilaantumisen aste on riittävästi selvitetty;
- 2) puhdistamisessa noudatetaan yleisesti käytössä olevaa hyväksyttävää puhdistusmenetelmää; ja
- 3) toiminnasta ei aiheudu ympäristön muuta pilaantumista.

Alueellinen ympäristökeskus tarkastaa ilmoituksen ja tekee sen johdosta päätöksen. Päätöksessä voidaan antaa tarvittavia määräyksiä toiminnan järjestämisestä ja valvonnasta. Päätös annetaan julkisanon jälkeen ja siitä on tiedotettava siten kuin

LIITE I/4

53 ja 54 §:ssä säädetään ympäristölupapäätöksen antamisesta ja tiedottamisesta. (21.4.2005/252)

Ilmoituksesta ja sen johdosta tehtävästä päätöksestä säädetään tarvittaessa tarkemmin asetuksella.

79 §

Puhdistamisesta määrääminen

Alueellisen ympäristökeskuksen on määrättävä pilaantuneen maaperän tai pohjaveden puhdistamisesta, jollei puhdistamisesta 75 §:n mukaan vastuussa oleva ryhdy siihen. Määräys annetaan noudattaen soveltuvien osin, mitä 13 luvussa säädetään.

Viranomais voi 1 momentissa tarkoitettussa päätöksessä samalla määrätä muista tarpeellisista toimenpiteistä, joihin on ryhdyttävä ympäristön tilan palauttamiseksi ennalleen tai aiheutuneen haitan vähentämiseksi tai poistamiseksi. Jos puhdistaminen edellyttää maa-ainesten käsittelyä pilaantuneella alueella, määräys annetaan noudattaen soveltuvien osin ympäristölupaa koskevia säännöksiä ja 13 luvun säännöksiä. (21.4.2005/252)

80 §

Toimivallan siirto kunnalle

Ympäristöministeriö voi kunnan hakemuksesta ja kuultuaan alueellista ympäristökeskusta päättää, että pilaantunutta maaperää koskevissa tässä luvussa tarkoitetuissa asioissa, lukuun ottamatta 75 §:n 3 momenttia, toimivaltaisena viranomaisena toimii kunnan ympäristönsuojeluviranomainen. Päätös voidaan antaa määräajaksi ja sitä voidaan erityisestä syystä muuttaa. Päätökseen ei saa valittamalla hakea muutosta.

Ennen toimivallan siirtoa koskevan päätöksen tekemistä alueellisessa ympäristökeskuksessa vireille tulleet 1 momentissa tarkoitettut asiat käsitellään loppuun alueellisessa ympäristökeskuksessa.

104 §

Selontekovelvollisuus pilaantuneesta alueesta

Maa-alueen luovuttajan tai vuokraajan on esitettävä uudelle omistajalle tai haltijalle käytettävissä olevat tiedot alueella harjoitetusta toiminnasta sekä jätteistä tai aineista, jotka saattavat aiheuttaa maaperän tai pohjaveden pilaantumista.

Liite 2

Valtioneuvoston asetus (214/2007)

maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista

Annettu 1 päivänä maaliskuuta 2007

Valtioneuvoston päätöksen mukaisesti, joka on tehty ympäristöministeriön esittelystä, säädetään 4 päivänä helmikuuta 2000 annetun ympäristönsuojelulain (86/2000) 14 §:n 1 momentin nojalla:

1 § *Soveltamisala*

Tässä asetuksessa säädetään maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista.

Asetusta ei sovelleta vesistön pohjakerrostumien pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin.

2 § *Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi*

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Arvioinnissa on otettava huomioon:

1) haitallisten aineiden pitoisuudet, kokonaismäärät, ominaisuudet, sijainti ja taustapitoisuudet maaperässä; taustapitoisuudella tarkoitetaan haitallisten aineiden luontaisesti tavanomaisia pitoisuuksia maaperässä tai sellaisia kohonneita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pinta-amaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn alueen ympäristössä;

2) pilaantuneeksi epäillyn alueen maaperä- ja pohjavesiolosuhteet sekä tekijät, jotka vaikuttavat haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella;

3) pilaantuneeksi epäillyn alueen ja sen ympäristön tai pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus;

4) mahdollisuus haitallisille aineille altistumiseen lyhyen ja pitkän ajan kuluessa;

5) altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuvan haitan vakavuus ja todennäköisyys sekä haitallisten aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset,

6) käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuustekijät.

Olosuhteiden muuttuessa maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on tarvittaessa arvioitava uudestaan.

3 § *Kynnysarvojen soveltaminen*

Maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää tämän asetuksen liit-

LIITE 2/2

teessä säädetyn kynnysarvon. Alueilla, joilla taustapitoisuus on kynnysarvoa korkeampi, arviointikynnyksenä pidetään taustapitoisuutta.

4 §

Ohjearvojen soveltaminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa on käytettävä apuna tämän asetuksen liitteessä säädettyjä maaperän haitallisten aineiden ohjearvoja.

Maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, jollei 2 §:ssä tarkoitetusta arvioinnista muuta johdu:

1) alueella, jota käytetään teollisuus-, varasto- tai liikennealueena taikka muuna vastaavana alueena, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn ylemmän ohjearvon;

2) muulla kuin 1 kohdassa tarkoitettulla alueella, jos yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn alemman ohjearvon.

5 §

Pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuden selvittäminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuksien selvittämiseksi on otettava näytteitä, jotka edustavat hyvin tutkittavaa aluetta, sen maaperää ja pohjavettä.

Haitallisten aineiden tutkimusten tulee perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin.

6 §

Voimaantulo

Tämä asetus tulee voimaan 1 päivänä kesäkuuta 2007.

Lupa- ja ilmoitusasiaan, joka on tullut vireille ennen asetuksen voimaantuloa, sovelletaan asetuksen voimaan tullessa voimassa olleita säännöksiä.

Helsingissä 1 päivänä maaliskuuta 2007

Ympäristöministeri Stefan Wallin

Ympäristöneuvos Olli Pahkala

Liite

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot

Tässä liitteessä esitetään eräiden yleisesti esiintyvien maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot maaperässä kokonaispitoisuutena kuiva-ainetta kohti. Epäorgaanisten aineiden kynnys- ja ohjearvoja verrataan alle 2 mm raekoosta mitattuun tulokseen. Jos on syytä epäillä muiden kuin tässä liitteessä esitettyjen haitallisten aineiden esiintymistä maaperässä taikka epäorgaanisten aineiden esiintymistä yli 2 mm raekoossa tai tavanomaista haitallisemmassa muodossa, myös nämä on otettava huomioon maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa.

Ohjearvot on määritelty joko ekologisten riskien (e) tai terveysriskien (t) perusteella. Jos pohjaveden pilaantumiskäsite on tavanomaista suurempi alemmaa ohjearvoa alhaisemmissa pitoisuuksissa, aineet on merkitty p-kirjaimella.

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien vertailua kynnys- ja ohjearvoihin voidaan tehdä yksittäisten mitattujen pitoisuuksien lisäksi alueen erilaisia pitoisuusjakaumia kuvaavien tilastollisten tunnuslukujen avulla, jos käytössä on tilastolliseen käsittelyyn riittävä määrä mittaustuloksia ja tämä on arvioinnin kannalta muuten perusteltua.

Aine (symboli)	Luontainen pitoisuus ¹ mg/kg	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
<i>Metallit ja puolimetallit²</i>				
Antimoni (Sb) (p)	0,02 (0,01-0,2)	2	10 (t)	50 (e)
Arseeni (As) (p)	1 (0,1-25)	5	50 (e)	100 (e)
Elohopea (Hg)	0,005(<0,005-0,05)	0,5	2 (e)	5 (e)
Kadmium (Cd)	0,03 (0,01-0,15)	1	10 (e)	20 (e)
Koboltti (Co) (p)	8 (1-30)	20	100 (e)	250 (e)
Kromi (Cr)	31 (6-170)	100	200 (e)	300 (e)
Kupari (Cu)	22 (5-110)	100	150 (e)	200 (e)
Lyijy (Pb)	5 (0,1-5)	60	200 (t)	750 (e)
Nikkeli (Ni)	17 (3-100)	50	100 (e)	150 (e)
Sinkki (Zn)	31 (8-110)	200	250 (e)	400 (e)
Vanadiini (V)	38 (10-115)	100	150 (e)	250 (e)

LIITE 2/4

Aine (symboli)	Luontainen pitoisuus ¹ mg/kg	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
<i>Muut epäorgaaniset</i>				
Syanidi (CN)		I	10	50
<i>Aromaattiset hiilivedyt</i>				
Bentseeni (p)		0,02	0,2 (t)	I (t)
Tolueeni (p)			5 (t)	25 (t)
Etyylibentseeni (p)			10 (t)	50 (t)
Ksyleeni ³ (p)			10 (t)	50 (t)
TEX ⁴		I		
<i>Polyaromaattiset hiilivedyt</i>				
Antraseeni		I	5 (e)	15 (e)
Bentso(a)antraseeni		I	5 (e)	15 (e)
Bentso(a)pyreeni		0,2	2 (t)	15 (e)
Bentso(k)fluoranteeni		I	5 (e)	15 (e)
Fenantreeni		I	5 (e)	15 (e)
Fluoranteeni		I	5 (e)	15 (e)
Naftaleeni		I	5 (e)	15 (e)
PAH ⁵		15	30 (e)	100 (e)
<i>Polyklooratut bifenyylit (PCB) sekä polyklooratut dibentso-p-dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)</i>				
PCB ⁶		0,1	0,5 (t)	5 (e)
PCDD-PCDF-PCB ⁷		0,00001	0,0001 (t)	0,0015 (e)

Aine (symboli)	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
<i>Klooratut alifaattiset hiilivedyt</i>			
Dikloorimetaani (p)	0,01	1 (t)	5 (t,e)
Vinyylikloridi (p)	0,01	0,01 (t)	0,01 (t)
Dikloorieteenit ³ (p)	0,01	0,05 (t)	0,2 (t)
Trikloorieteeni (p)	0,01	1 (e,t)	5 (e)
Tetrakloorieteeni (p)	0,01	0,5 (t)	2 (t)
<i>Klooribentseenit</i>			
Triklooribentseenit ³	0,1	5 (t)	20 (e)
Tetraklooribentseenit ³	0,1	1 (t)	5 (e)
Pentaklooribentseeni	0,1	1 (t)	5 (e)
Heksaklooribentseeni	0,01	0,05 (t)	2 (e)
<i>Kloorifenolit</i>			
Monokloorifenolit ³ (p)	0,5	5 (e,t)	10 (e)
Dikloorifenolit ³ (p)	0,5	5 (t)	40 (e)
Trikloorifenolit ³ (p)	0,5	10 (e,t)	40 (e)
Tetrakloorifenolit ⁴ (p)	0,5	10 (e,t)	40 (e)
Pentakloorifenoli (p)	0,5	10 (e,t)	20 (e)
<i>Torjunta-aineet ja biosidit</i>			
Atratsiini (p)	0,05	1 (e)	2 (e)
DDT-DDD-DDE ⁸	0,1	1 (e)	2 (e)
Dieldriini	0,05	1 (e)	2 (e)
Endosulfaani ⁹ (p)	0,1	1 (e)	2 (e)
Heptakloori	0,01	0,2 (t)	1 (e)
Lindaani (p)	0,01	0,2 (t)	2 (e)
TBT-TPT ¹⁰	0,1	1 (e)	2 (e)
<i>Öljyhiilivetyjakeet ja oksygenaatit</i>			
MTBE-TAME ¹¹	0,1	5 (t)	50 (t)
Bensiinijakeet (C5-C10 ¹²)		100	500
Keskisizeet (>C10-C21 ¹²)		300	1000
Raskaat öljyjakeet (>C21-C40 ¹²)		600	2000
Öljyjakeet (>C10-C40 ¹²)	300		

LIITE 2/6

¹ Moreenin hienoaineksen luontaisen pitoisuuden mediaani ja vaihteluväli kuningasvesiuutolla määritettynä, paitsi elohopea pyrolyytisesti määritettynä. Kohdekohtaisissa tarkasteluissa tulee ottaa huomioon, että erityisesti savissa luontaiset pitoisuudet voivat olla selvästi suurempia kuin moreenista mitatut pitoisuudet.

² Ekologisin perustein määritellyt metallien ja puolimetallien ohjearvot on johdettu lisäämällä aineen hyväksyttävää ekologista riskiä kuvaavaan laskennalliseen pitoisuuteen mineraalimaan keskimääräinen luontainen pitoisuus. Vastaavasti voidaan kohdekohtaisissa tarkasteluissa ottaa huomioon alueen maaperän luontainen pitoisuus, jos tämä on luotettavasti selvitetty.

³ Summapitoisuus sisältäen aineen rakenneisomeerit.

⁴ Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: tolueeni, etyylibentseeni ja ksyleeni.

⁵ PAH- yhdisteiden summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: antraseeni, asenaftteeni, asenaftyleeni, bentso(a)antraseeni, bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, dibentso(a,h)antraseeni, fenantreeni, fluoranteeni, fluoreeni, indeno(1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni, naftaleeni ja pyreeni.

⁶ Summapitoisuus sisältäen PCB-kongeneerit 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

⁷ Summapitoisuus WHO:n toksisuusekvivalenttina ilmoitettuna sisältäen PCDD/F-yhdisteet sekä dioksiinien kaltaiset PCB-yhdisteet.

⁸ Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: diklooridifenyylitrikloorietaani (DDT), diklooridifenyylidikloorietaani (DDD) ja diklooridifenyylidikloorietyleni (DDE).

⁹ Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: alfa-endosulfaani ja beta-endosulfaani.

¹⁰ Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: tributyylitina (TBT) ja trifenyylitina (TPT).

¹¹ Summapitoisuus sisältäen seuraavat yhdisteet: metyylitert-butyylieetteri (MTBE) ja tert-amyyylimetyylieetteri (TAME).

¹² n-parafiinisarja kaasukromatografisessa analyysissä.

Liite 2

Statsrådets förordning (214/2007)

om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet

Given i Helsingfors den 1 mars 2007

I enlighet med statsrådets beslut, fattat på föredragning från miljöministeriet, föreskrivs med stöd av 14 § 1 mom. i miljöskyddslagen av den 4 februari 2000 (86/2000):

1 §
Tillämpningsområde

I denna förordning föreskrivs om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet.

Förordningen tillämpas inte på bedömning av föroreningsgraden och saneringsbehovet i fråga om avlagringar på botten av vattendrag.

2 §
Bedömning av föroreningsgraden och saneringsbehovet

Bedömningen av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet skall grunda sig på en bedömning av de risker eller olägenheter som skadliga ämnen i marken orsakar hälsan och miljön. Vid bedömningen skall beaktas

1) halterna, de totala mängderna, egenskaperna, läget och bakgrunds-koncentrationerna av skadliga ämnen i marken; med bakgrunds-koncentration avses de normala halter skadliga ämnen som naturligt förekommer i marken eller sådana förhöjda halter som förekommer i yttjorden på ett vidsträckt område i om-

givningen kring det område som misstänks vara förorenat,

2) mark- och grundvattenförhållandena på det område som misstänks vara förorenat samt de faktorer som bidrar till att skadliga ämnen förs in till och sprids på området och utanför området,

3) nuvarande och planerat användnings-syfte för det område som misstänks vara förorenat och dess omgivning eller grundvattnet,

4) möjligheten att bli exponerad för skadliga ämnen på kortare och längre sikt,

5) hur allvarliga och sannolika de olägenheter som orsakas hälsan och miljön till följd av exponeringen är samt de skadliga ämnenas eventuella samfällida effekt,

6) osäkerhetsfaktorer i fråga om de forskningsrön och andra utgångsuppgifter samt bedömningsmetoder som används.

Om omständigheterna förändras skall markens föroreningsgrad och saneringsbehovet vid behov bedömas på nytt.

3 §

Tillämpning av tröskelvärdena

Markens föroreningsgrad och sanerings-behovet skall bedömas, om halten av ett eller flera skadliga ämnen i marken överskrider det tröskelvärde som anges i bilagan till denna förordning. På de områden där bakgrundskoncentrationen är högre än tröskelvärdet betraktas bakgrundskoncentrationen som utvärderingströskel.

4 §

Tillämpning av riktvärdena

När markens föroreningsgrad och saneringsbehovet skall bedömas de riktvärden för skadliga ämnen i marken som anges i bilagan till denna förordning användas som hjälp.

Marken anses i allmänhet vara förorenad, om inte något annat följer av den bedömning som avses i 2 §

1) på ett område som används som industri-, lager- eller trafikområde eller som något annat motsvarande område, om halten av ett eller flera skadliga ämnen överskrider det högre riktvärdet,

2) på andra områden än de som avses i 1 punkten, om halten av ett eller flera skadliga ämnen överskrider det lägre riktvärdet.

5 §

Utredning av föroreningsgrad och bakgrundskoncentration

I syfte att utreda markens föroreningsgrad och bakgrundskoncentration skall tas prover, som på ett gott sätt representerar det område som undersöks, dess jordmån och grundvatten.

Undersökningarna av skadliga ämnen skall grunda sig på standardiserade eller i fråga om tillförlitlighet motsvarande metoder.

6 §

Ikraftträdande

Denna förordning träder i kraft den 1 juni 2007.

På miljötillstånds- och anmälningsärenden som anhängiggjorts innan förordningen träder i kraft tillämpas de bestämmelser som gäller vid ikraftträdandet.

Helsingfors den 1 mars 2007

Miljöminister Stefan Wallin

Miljöråd Olli Pahkala

Bilaga

Tröskel- och riktvärden för halten av skadliga ämnen i marken

I bilagan ingår tröskel- och riktvärdena för halten av vissa skadliga ämnen som allmänt förekommer i marken såsom totalkoncentration per torrsubstans. Tröskel- och riktvärdena för oorganiska ämnen jämförs med det resultat som uppmätts med en partikelstorlek under 2 mm. Om det finns skäl att misstänka att andra skadliga ämnen än de som ingår i denna bilaga förekommer i marken eller att oorganiska ämnen förekommer med en partikelstorlek på över 2 mm eller i en form som är skadligare än normalt, skall även dessa beaktas vid bedömningen av jordens föroreningsgrad och saneringsbehovet.

Riktvärdena har fastställts antingen utgående från ekologiska risker (e) eller hälsorisker (t). Om risken att grundvattnet förorenas är större än normalt vid halter som är lägre än riktvärdet, har ämnet märkts med bokstaven p.

Jämförelsen av halten av skadliga ämnen i marken med tröskel- och riktvärdena kan förutom med hjälp av enskilda uppmätta halter dessutom göras med hjälp av statistiska mått, som beskriver olika haltfördelningar på området, om man har tillgång till ett tillräckligt antal mätresultat för statistisk behandling och om detta annars är motiverat för utvärderingen.

Ämne (symbol)	Naturlig halt ¹ mg/kg	Tröskelvärde mg/kg	Lägre riktvärde mg/kg	Övre riktvärde mg/kg
<i>Metaller och halvmetaller²</i>				
Antimon (Sb) (p)	0,02 (0,01-0,2)	2	10 (t)	50 (e)
Arsenik (As) (p)	1 (0,1-25)	5	50 (e)	100 (e)
Kvikksilver (Hg)	0,005 (< 0,005-0,05)	0,5	2 (e)	5 (e)
Kadmium (Cd)	0,03 (0,01-0,15)	1	10 (e)	20 (e)
Kobolt (Co) (p)	8 (1-30)	20	100 (e)	250 (e)
Krom (Cr)	31 (6-170)	100	200 (e)	300 (e)
Koppar (Cu)	22 (5-110)	100	150 (e)	200 (e)
Bly (Pb)	5 (0,1-5)	60	200 (t)	750 (e)
Nickel (Ni)	17 (3-100)	50	100 (e)	150 (e)
Zink (Zn)	31 (8-110)	200	250 (e)	400 (e)
Vanadin (V)	38 (10-115)	100	150 (e)	250 (e)

LIITE 2/IIO

Ämne (symbol)	Naturlig halt ¹ mg/kg	Tröskelvärde mg/kg	Lägre riktvärde mg/kg	Övre riktvärde mg/kg
<i>Övriga oorganiska ämnen</i>				
Cyanid (CN)	I	10	50	
<i>Aromatiska kolväten</i>				
Bensen (p)		0,02	0,2 (t)	I (t)
Toluen (p)			5 (t)	25 (t)
Etylbensen (p)			10 (t)	50 (t)
Xylen ³ (p)			10 (t)	50 (t)
TEX ⁴		I		
<i>Polycykliska aromatiska kolväten</i>				
Antracen		I	5 (e)	15 (e)
Benso(a)antracen		I	5 (e)	15 (e)
Benso(a)pyren		0,2	2 (t)	15 (e)
Benso(k)fluoranten		I	5 (e)	15 (e)
Fenantren		I	5 (e)	15 (e)
Fluoranten		I	5 (e)	15 (e)
Naftalen		I	5 (e)	15 (e)
PAH ⁵		15	30 (e)	100 (e)
<i>Polyklorerade bifenyler (PCB) samt polyklorerade dibenso-p-dioxiner och -furaner (PCDD/F)</i>				
PCB ⁶		0,1	0,5 (t)	5 (e)
PCDD-PCDF-PCB ⁷		0,00001	0,0001 (t)	0,0015 (e)

Ämne (symbol)	Tröskelvärde mg/kg	Lägre riktvärde mg/kg	Övre riktvärde mg/kg
<i>Klorerade alifatiska kolväten</i>			
Diklormetan (p)	0,01	1 (t)	5 (t,e)
Vinylklorid (p)	0,01	0,01 (t)	0,01 (t)
Dikloreten ³ (p)	0,01	0,05 (t)	0,2 (t)
Trikloretan (p)	0,01	1 (e,t)	5 (e)
Tetrakloreten (p)	0,01	0,5 (t)	2 (t)
<i>Klorbensener</i>			
Triklorbensener ³	0,1	5 (t)	20 (e)
Tetraklorbensener ³	0,1	1 (t)	5 (e)
Pentaklorbensen	0,1	1 (t)	5 (e)
Hexaklorbensen	0,01	0,05 (t)	2 (e)
<i>Klorfenoler</i>			
Monoklorfenoler ³ (p)	0,5	5 (e,t)	10 (e)
Diklorfenoler ³ (p)	0,5	5 (t)	40 (e)
Triklorfenoler ³ (p)	0,5	10 (e,t)	40 (e)
Tetraklorfenoler ⁴ (p)	0,5	10 (e,t)	40 (e)
Pentaklorfenol (p)	0,5	10 (e,t)	20 (e)
<i>Bekämpningsmedel och biocider</i>			
Atrazin (p)	0,05	1 (e)	2 (e)
DDT-DDD-DDE ⁸	0,1	1 (e)	2 (e)
Dieldrin	0,05	1 (e)	2 (e)
Endosulfan ⁹ (p)	0,1	1 (e)	2 (e)
Heptaklor	0,01	0,2 (t)	1 (e)
Lindan (p)	0,01	0,2 (t)	2 (e)
TBT-TPT ¹⁰	0,1	1 (e)	2 (e)
<i>Oljekolvätefraktioner och oxygenater</i>			
MTBE-TAME ¹¹	0,1	5 (t)	50 (t)
Bensinfraktioner (C5-C10 ¹²)		100	500
Mellanfraktioner (>C10-C21 ¹²)		300	1000
Tunga oljefraktioner (>C21-C40 ¹²)		600	2000
Oljefraktioner (>C10-C40 ¹²)	300		

¹ Medianen av den naturliga halten av moränens finmaterial och dessa variation bestämd genom extrahering med kungsvatten, frånsett kvicksilver pyrolytiskt bestämd. Vid platsspecifika bedömningar bör beaktas, att speciellt i lera kan de naturliga halterna vara betydligt högre än halterna uppmätta i morän.

² De på ekologiska grunder fastställda riktvärdena för metaller och halvmetaller har härletts genom att till den beräknade halten som beskriver ämnets godtagbara ekologiska risk tillägga mineraljordens genomsnittliga naturliga halt. På motsvarande sätt kan man vid platsspecifika bedömningar beakta områdets naturliga halt, om denna utretts på ett tillförlitligt sätt.

³ Summahalt, inkluderar isomererna.

⁴ Summahalt, inkluderar följande föreningar: toluen, etylenbensen och xylene.

⁵ Summahalt av PAH- föreningar, inkluderar följande föreningar: antracen, acenaften, asenaftylen, benso(a)antracen, benso(a)pyren, benso(b)fluoranten, benso(ghi)perylene, benso(k)fluoranten, dibenso(a,h)antracen, fenantren, fluoranten, fluoren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, chrysen, naftalen ja pyren.

⁶ Summahalten, inkluderar PCB-föreningarna 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180.

⁷ Summahalten angiven som WHO:s toxicitetsekvivalent och innehållande PCDD/F-föreningar samt dioxinliknande PCB-föreningar.

⁸ Summahalt, inkluderar följande föreningar: diklordifenyltrikloretan (DDT), diklordifenyldikloretan (DDD) och diklordifenyldikloretylen (DDE).

⁹ Summahalt, inkluderar följande föreningar: alfa-endosulfan och beta-endosulfan.

¹⁰ Summahalt, inkluderar följande föreningar: tributyltenn (TBT) ja trifenyltenn (TPT).

¹¹ Summahalt, inkluderar följande föreningar: metyl-tert-butyleter (MTBE) och tert-amylmetyleter (TAME).

¹² n-paraffinserien i gaskromatografisk analys.

Liite 3

ESITTELYMUISTIO 20.2.2007

EHDOTUS VALTIONEUVOSTON ASETUKSEKSI MAAPERÄN PILAANTUNEISUUDEN JA PUHDISTUSTARPEEN ARVIOINNISTA

ESITYKSEN PÄÄASIALLINEN SISÄLTÖ

Asetuksella säädettäisiin maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin perusteista. Asetuksen liitteessä säädettäisiin lisäksi noin 50:lle maaperän haitallisen aineen tai aineryhmän pitoisuudelle ohjearvot, joita voitaisiin käyttää pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin apuna. Lisäksi asetuksessa säädettäisiin arviointitarpeen laukaisevat kynnyksarvot. Asetus ehdotetaan saatettavaksi voimaan 1.6. 2007.

YLEISPERUSTELUT

1. Nykytila

Ympäristönsuojelulain (86/2000) 7 §:ssä säädetään yleisestä maaperän pilaamiskiellostä ja 12 luvussa pilaantuneen maaperän puhdistamisesta ja muista asian hoitamiseen liittyvistä velvoitteista sekä puhdistamista koskevista hallintomenettelyistä. Lain 7 §:n mukaan maahan ei saa jättää tai päästää jätettä eikä muutakaan ainetta siten, että seurauksena on sellainen maaperän laadun huononeminen, josta voi aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle, viihtyisyyden melkoista vähentymistä tai muu niihin verrattava yleisen tai yksityisen edun loukkaus.

Pilaantuneen maaperän puhdistamistoimet hyväksytään joko ilmoitus- tai ympäristölupamenettelyssä. Päätöksen tekee alueellinen ympäristökeskus lukuun ottamatta Helsingin aluetta, jossa toimivalta on siirretty määräajaksi Helsingin ympäristölautakunnalle. Pilaantuneiden maiden käsittelyyn ja hyödyntämiseen sovelletaan ympäristönsuojelulain ohella myös jätteitä koskevia säädöksiä.

Ympäristönsuojelulain 14 §:n 1 momentin 1 kohdan mukaan valtioneuvosto voi asetuksella säätää eri maankäyttötarkoituksissa maaperässä olevien haitallisten aineiden suurimmista sallituista pitoisuuksista tai haitallisten aineiden pitoisuuksista pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioimiseksi.

Ympäristöministeriön asettama saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti eli SAMASE-projekti valmisteli vuosina 1989–1994 ehdotuksen maaperän saastuneisuuden arviointiin tarkoitetuiksi ohjeellisiksi haitallisten aineiden pitoisuusarvoiksi (Ympäristöministeriön muistio 5/1994). Näitä ns. SAMASE-arvoja on käytetty yleisesti pilaantuneiden maa-alueiden ja niiden maaperän pilaantuneisuuden ja

puhdistustarpeen arvioinnissa sekä puhdistustavoitteiden asettamisessa. Joidenkin aineiden osalta SAMASE-ohjearvoja on myöhemmin päivitetty uusien tutkimustulosten perusteella (Assmuth 1997). SAMASE-ohjearvoja täydentävinä perusteina on hallintokäytännössä käytetty myös mm. sosiaali- ja terveysministeriön asetuksia (kuten asetusten 401/2001 ja 461/2000 mukaiset talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset) ja Suomen ympäristökeskuksen julkaisuja. Kohdekohtaiseen riskinarviointiin perustuvat puhdistustyöt ovat jonkin verran yleistyneet viime vuosina.

Suomessa on kartoitettu noin 20 000 sellaista aluetta, joilla aikaisempi tai nykyinen toiminta on voinut pilata maaperää. Näistä noin 3 500 aluetta on arveltu olevan sellaisia, joiden tutkiminen ja tarvittaessa puhdistaminen tulisi mahdollisten terveys- tai ympäristöriskien takia tehdä pikaisesti. Suomessa on viimeisten 15 vuoden aikana puhdistettu lähes 3000 pilaantunutta maa-aluetta. Vuosittain aloitettavien puhdistushankkeiden lukumäärä on nykyisin 250 - 400. Puhdistamiseen käytetään vuosittain 60–70 miljoonaa euroa. Ympäristöhallinto tukee puhdistustöitä vuosittain n. 5 miljoonalla eurolla. Valtion jätehuoltotöinä on puhdistettu yli 200 kohdetta.

Komissio hyväksyi 22.9.2006 ehdotuksensa maaperänsuojelustrategiaksi ja maaperänsuojelun puitedirektiiviksi. Direktiiviehdotuksessa käsitellään eroosiota, orgaanisen aineksen vähenemistä, tiivistymistä, suolaantumista, maanvyörymiä, sulkemista sekä pilaantumista. Direktiiviehdotuksen määritelmä pilaantuneeksi alueeksi on seuraava: alue jolla todistetuksi esiintyy ihmisten toimien seurauksena vaarallisia aineita siinä määrin, että jäsenvaltiot katsovat niiden aiheuttavan merkittävän riskin ihmisen terveydelle tai ympäristölle.

2. Esityksen tavoitteet ja keskeiset ehdotukset

Esityksen tavoitteena on parantaa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin laatua ja sitä kautta oikein kohdennettua ja kustannustehokasta puhdistamista. Asetuksen säätämällä luotaisiin maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnille yhtenäinen oikeudellinen perusta, joka tällä hetkellä puuttuu lainsäädännöstä.

Asetusehdotuksessa esitetään pilaantumisen ja puhdistamistarpeen arvioinnin perusteet. Arviointi perustuisi maaperän haitallisten aineiden aiheuttamien ympäristö- ja terveysriskien arviointiin ja se tehtäisiin tapauskohtaisesti asetuksen mukaista menettelyä noudattaen.

Ehdotuksen liitteessä esitetään maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynys- ja ohjearvot, jotka korvaisivat nykyisin käytössä olevat SAMASE-arvot. Kynysarvojen ylittyminen käynnistäisi arviointitarpeen. Arvioinnin apuna voitaisiin käyttää ehdotettuja alempia ja ylempiä ohjearvoja.

3. Esityksen vaikutukset

3.1. Taloudelliset vaikutukset

Vuosittain pilaantuneiden maiden puhdistamiseen käytetään 60–70 miljoonaa euroa. Arviolta kolmasosa puhdistuskustannuksista on maksettu julkisin varoin.

Puhdistettavia kohteita ovat mm. teollisuuslaitosten, sahojen ja kyllästämöiden, romuttamojen, varikkojen, polttoaineen jakeluasemien, kasvihuoneiden, ampumaratojen ja vanhojen suljettujen kaatopaikkojen pilaantuneet maa-alueet. Vanhojen teollisuus- ja varastoalueiden kaavoittaminen asuin-, virkistys- ja liikekäyttöön lisännee puhdistustarpeita lähitulevaisuudessa.

Asetusehdotuksen mukainen tapauskohtainen arviointi lisäisi jossain määrin arviointiin liittyviä tutkimus- ja suunnittelukustannuksia. Toisaalta tämä antaisi nykyistä paremmat mahdollisuudet puhdistamiseen varattujen resurssien tarkoituksenmukaiseen ja kustannustehokkaaseen käyttöön ja karsisi puutteellisin perustein toimeenpantuja puhdistustoimia.

3.2 Ympäristövaikutukset

Asetuksella yhdenmukaistettaisiin maaperän pilaantumisen ja puhdistustarpeen arvioinnissa sovellettavia periaatteita. Asetuksen soveltaminen ohjaisi arviointia pelkäästä pitoisuusvertailusta riskien tunnistamiseen, mikä parantaisi puhdistustoimenpiteiden kohdistumista todellisten riskien vähentämiseen. Tämä edistäisi myös nykyistä monipuolisempien ja tarkoituksenmukaisempien riskinhallintaratkaisujen käyttöönottoa ja vähentäisi tarpeettomia massanvaihtoja sekä niihin liittyvää ympäristökuormitusta ja luonnonvarojen käyttöä.

Asetuksen liitteenä olevien ohjearvojen määrittelyperusteet esitetäisiin yksityiskohtaisesti erillisessä oppaassa, mikä edistäisi ohjearvojen tarkoituksenmukaista käyttöä tapauskohtaisen arvioinnin apuna. Kynnysarvoja käyttämällä varmistettaisiin tapauskohtaisen arvioinnin käynnistyminen kaikissa olosuhteissa merkityksellisenä pidettyjen pitoisuustasojen ylittyessä.

3.3 Muut vaikutukset

Asetus lisäisi riskinarvioinnin käyttöä. Riskinarvioinnin lisääntynyt käyttö parantaisi ymmärrystä maaperän haitallisten aineiden todellisista vaikutuksista sekä vähentäisi täten maaperän pilaantuneisuutta koskevien väärin mielikuvien muodostumista.

Riskinarviointiin perustuvat puhdistussuunnitelmat vaativat hallintopäätösten valmistelussa perusteellisempaa paneutumista kuin pelkästään ohjearvoihin perustuvat ratkaisut. Tämä lisäisi todennäköisesti alueellisten ympäristökeskusten ja Suomen ympäristökeskuksen työtä.

Asetuksella luotaisiin maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnille yhtenäinen oikeudellinen perusta, mikä lisäisi kiinteistönhaltijoiden oikeusvarmuutta ja tasapuolista kohtelua.

4. Asian valmistelu

Asetusehdotus on valmisteltu virkatyönä ympäristöministeriössä. Suomen ympäristökeskus on laatinut ympäristöministeriön toimeksiannosta ehdotukset ohjearvoiksi ja kynnysarvoiksi sekä luonnoksen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskevaksi oppaaksi. Opas sisältäisi muun muassa asetuksen liitteessä esitettyjen haitallisten aineiden tietokortit sekä suositeltavat analyysimenetelmät.

Valmistelun aikana on neuvoteltu asiantuntijalaitosten edustajien kanssa (VTT, Geologian tutkimuskeskus, Kansanterveyslaitos).

Asetusehdotuksesta ja siihen liittyvästä opasluonnoksesta on saatu lausunnot seuraavilta asian kannalta keskeisiltä viranomaisilta, järjestöiltä, tutkimuslaitoksilta ja yrityksiltä: sosiaali- ja terveysministeriö, valtiovarainministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, liikenne- ja viestintäministeriö, puolustusministeriö, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Keski-Suomen ympäristökeskus, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Pirkanmaan ympäristökeskus, Hämeen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Uudenmaan ympäristökeskus, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Itä-Suomen ympäristölupavirasto, Tiehallinto, Ratahallintokeskus, Pääesikunta, Puolustushallinnon rakennuslaitos, Kansanterveyslaitos, Geologian tutkimuskeskus, Metsäntutkimuslaitos, MTT Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Suomen ympäristökeskus, VTT, Sosiaali- ja terveydenhuollon tuotevalvontakeskus, Helsingin yliopiston soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, Salvor Oy, Niska & Nyyssönen Oy, Ekokem-Palvelu Oy, Helsingin kaupungin rakennusvirasto, Helsingin kaupungin kiinteistövirasto, Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto, Senaattikiinteistöt, Kiinteistöliitto ry, Suomen liikunta ja urheilu ry, Suomen Ampumaurheiluliitto ry, Suomen Metsästäjäliitto ry, Suomen Maarakentajien keskusliitto r.y., Teknoliateollisuus ry, Metallinjalostajat ry, Kuntaliitto, Ympäristöyritysten liitto ry, Neste Oil Oyj, Öljy- ja kaasualan keskusliitto, Elinkeinoelämän keskusliitto EK, Kemianteollisuus ry, AnalyCen Laboratoriot Oy, Novalab Oy, Insinööri-toimisto Paavo Ristola Oy, Ramboll Finland Oy, Golder Associates Oy, WSP Environmental Oy, Maaperän tutkimus- ja kunnostusyhdistys MUTKU ry ja Suomen luonnonsuojeluliitto. Lisäksi on saatu epävirallisia kommentteja sähköpostitse.

Lausunnoissa kiinnitettiin huomiota mm. ohjearvojen asemaan, laatuun ja käyttöön sekä arviointimenettelyn sisältöön ja säädöksen voimaantuloon. Valtaosa lausunnonantajista toivoi asetuksen pikaista voimaantuloa. Lausunnot on pyritty ottamaan mahdollisuuksien mukaan huomioon.

Asetusehdotuksen sisältöä on tarkennettu lausuntojen perusteella mm. seuraavasti: arviointimenettelyä on täsmennetty lisäämällä asetustekstiin arviointielementtejä ja oma pykälä (5 §) pilaantuneisuuden selvittämisestä. Maaperän pilaantumisen

ennaltaehkäisyn vertailuarvoksi esitetty tavoitearvo on poistettu asetuksen liittees-
tä ja sen tilalle esitetään arviointitarpeen laukaisevaa kynnysarvoa. Kynnysarvon
merkitys esitetään omassa pykälässä. Liitetaulukkoa on korjattu ja siinä käytettyjä
käsitteitä täsmennetty.

Asetusehdotus on tarkastettu oikeusministeriön lainvalmisteluosaston tarkastus-
toimistossa.

YKSITYISKOHTAISET PERUSTELUT

1 § Soveltamisala

Asetuksen 1 §:ssä ilmeni asetuksen soveltamisala. Asetusta sovellettaisiin vain
maaperän, ei vesistön pohjakerrostumien (sedimenttien) tai pohjavesien, pilaantu-
neisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin.

Asetusta voitaisiin käyttää soveltuvin osin myös ympäristönsuojelulain 77 § mu-
kaisissa hallintopakkoasioissa.

Asetusta sovellettaisiin myös ennen ympäristönsuojelulain voimaantuloa tapahtu-
neeseen maaperän pilaantumiseen (Laki ympäristönsuojelulainsäädännön voimaan-
panosta 113/2000, 22 § 2 mom.).

2 § Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiperusteet

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin olisi aina perustuttava
kohdekohtaiseen arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden mahdollisesti
aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle eli ns. riskinarvioon.

Pykälässä lueteltaisiin arvioinnissa huomioon otettavat seikat. Tällaisia ovat
maaperässä todettujen haitallisten aineiden pitoisuudet, haitallisten aineiden ko-
nanaismäärä ja ominaisuudet (kuten toksisuus, kertyvyys, pysyvyys, haihtuvuus,
liukoisuus erityisesti metallien osalta, haitallisten aineiden sijainti maaperässä sekä
taustapitoisuudet), maaperä- ja pohjavesiolosuhteet alueella, haitallisten aineiden
kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella vaikuttavat tekijät, alueen
ja sen ympäristön ja pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitus, altistumi-
nen lyhyen ja pitkän ajan kuluessa, altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäris-
tölle aiheutuva haitta, samoin kuin haitan vakavuus ja todennäköisyys, haitallisten
aineiden mahdolliset yhteisvaikutukset samoin kuin käytettävien tutkimustietojen
ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuustekijät.

Taustapitoisuudella tarkoitettaisiin haitallisten aineiden luontaisesti tavanomaisia
pitoisuuksia maaperässä tai sellaisia kohonneita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pin-
tamaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn alueen ympäristössä ja jotka eivät
ole peräisin alueella harjoitetusta toiminnasta. Taustapitoisuudella ei tässä yhtey-
dessä tarkoitettaisi yksittäisen teollisuuslaitoksen aiheuttamia kohonneita maaperän

LIITE 3/6

haitallisten aineiden pitoisuuksia, vaan lähinnä liikenteen ja teollisen toiminnan aiheuttamaa hajakuormitusta, joka ei liity ympäristönsuojelulain 7 §:n tarkoittamaan pilaamiskieltoon.

Arvioinnin laajuus riippuisi kohteen ominaisuuksista. Monessa kohteessa riittäisi riskien laadullinen arviointi ja mitattujen pitoisuuksien vertailu ohjearvoihin. Laskelmiin perustuvaa määrällistä arviota edellytettäisiin silloin, kun arviointia ei voitaisi luotettavasti tehdä laadullisen arvioinnin ja ohjearvioinnin perusteella.

Asetusehdotuksen toisen momentin mukaan maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on tarvittaessa arvioitava uudestaan olosuhteiden muuttuessa. Riskinarvioinnin kannalta olennaiset tekijät voivat muuttua esimerkiksi maankäytön muutoksen tai alueella suoritettavien maankaivutöiden vuoksi.

Asetusehdotuksen mukainen arviointi ei koske paikaltaan poistettavia maa-aineksiä, joiden käsittelyä koskevat mm. jätelainsäädännön velvoitteet.

Asetus kattaisi vaikutusten arvioinnin ympäristönsuojelulain 12 luvun laajuudessa (ympäristö- ja terveysvaikutukset). Ympäristönsuojelulain 7 §:n soveltamisessa on tarvittaessa otettava huomioon varsinaisten terveys- ja ympäristövaikutusten lisäksi myös maaperän pilaantumiskielon perusteella vaikutukset viihtyisyyden vähenemiseen tai muu niihin verrattava yleisen tai yksityisen edun loukkaus.

3 § Kynnysarvojen soveltaminen

Asetuksen liitteessä säädettäisiin haitallisten aineiden kynnysarvot. Maaperän pilaantuneisuus ja tarvittaessa puhdistustarve olisi arvioitava, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää kynnysarvon.

Alueilla joilla taustapitoisuus on kynnysarvoa korkeampi, arviointikynnyksenä pidettäisiin kuitenkin 2 §:n 1) kohdan mukaista taustapitoisuutta.

Kynnysarvoa pidettäisiin myös maaperänsuojelun ja pilaantumisen ennaltaehkäisyyn vertailuarvona. Arvoa voitaisiin käyttää ihmistoiminnan maaperälle aiheuttaman kuormituksen ja sen vaikutusten tunnistamiseen. Arvojen ylittyessä kuormituksen jatkuminen voisi johtaa maaperän pilaantumiseen.

Arvoja voitaisiin myös käyttää apuna arvioitaessa pilaantuneiksi epäillyiltä alueilta poistettavien massojen tai käsiteltyjen pilaantuneiden maiden sijoituskelpoisuutta. Kynnysarvojen alittuessa maa-ainejätteen sisältämät haitta-aineet eivät yleensä rajoittaisi maa-aineksen sijoittamista tai hyötykäyttöä jäte- ja ympäristönsuojelulain säädösten puitteissa. Jos esimerkiksi alueella ei arvioinnin perusteella olisi puhdistustarvetta, mutta sen maaperässä on todettu kynnysarvon ylittäviä haitallisten aineiden pitoisuuksia, tulisi haitalliset aineet ottaa huomioon maa-aineksiä poistettaessa.

4 § Ohjearvojen soveltaminen

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa olisi käytettävä 2 §:ssä kuvatun tapauskohtaisen arvioinnin apuna maaperästä mitattuja haitallisten ai-

neiden pitoisuuksia vertaamalla niitä asetuksen liitteenä säädettyihin ohjearvoihin. Ohjearvoissa ei olisi otettu huomioon haitallisten aineiden kulkeutumis- ja leviämismahdollisuutta alueen ulkopuolelle eikä niiden perusteella siten voitaisi arvioida suoraan esim. pohjaveden pilaantumisriskiä.

Maaperää pidettäisiin yleensä pilaantuneena, jos yhden tai useamman maaperässä esiintyvän haitallisen aineen pitoisuus ylittää alemman ohjearvon eikä 2 §:n mukaisen riskinarvioinnin perusteella ole toisin osoitettu. Altistumismahdollisuus ja riskit ovat tavanomaista vähäisempää, jos pilaantuneeksi epäiltyä aluetta ja sen välittömässä läheisyydessä olevia alueita käytetään teollisuus- tai varastoalueina taikka muuna vastaavana alueena. Vastaavalla alueella tarkoitettaisiin esim. päällystettyjä työpaikka-alueita, joilla ei ole asuinrakennuksia ja joiden maaperän suojelun tarve ei ole ihmisen toiminnan vuoksi erityinen. Tällaisilla alueilla pilaantuneisuuden vertailuarvona pidettäisiin ylempää ohjearvoa.

5 § Pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuden selvittäminen

Asetuksessa painotettaisiin yleisesti näytteenoton ja määritysten merkitystä, sillä puutteellisesti suunniteltu ja toteutettu näytteenotto ja näytteiden analysointi saattaa aiheuttaa yllättäviä seurauksia sekä ympäristön että mahdollisen tulevan puhdistushankkeen teknisen tai taloudellisen toteuttamiskelpoisuuden kannalta. Maaperän pilaantuneisuuden ja taustapitoisuuksien selvittämiseksi olisi otettava näytteitä, jotka edustavat riittävän hyvin tutkittavaa aluetta, sen maaperää ja pohjavettä. Pykälän toisen momentin mukaan haitallisten aineiden tutkimusten tulisi perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin.

6 § Voimaantulo

Asetuksen ehdotetaan astuvan voimaan 1 päivänä kesäkuuta 2007. Lupa- ja ilmoitusasiaan, joka on tullut vireille ennen asetuksen voimaantuloa, sovellettaisiin asetuksen voimaan tullessa voimassa olleita säädöksiä. Ennen asetuksen voimaantuloa ympäristönsuojelulain nojalla annettuja päätöksiä ja määräyksiä olisi noudatettava asetuksesta huolimatta.

LIITE Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvot

Asetuksen liitteessä lueteltaisiin 52 alkuainetta, ainetta tai aineryhmää, jotka ovat yleisimpiä maaperän pilaantumisen aiheuttajia ja joille on katsottu tämän vuoksi tarpeelliseksi määrittää yleiset kynnys- ja ohjearvot. Liitetaulukko ei olisi kattava. Mikäli maaperän olisi syytä epäillä pilaantuneen myös muilla haitallisilla aineilla, tulisi myös nämä ottaa huomioon arvioinnissa.

Ehdotetut kynnys- ja ohjearvot on esitetty kokonaispitoisuutena kuiva-ainetta kohti. Epäorgaanisten aineiden osalta kynnys- ja ohjearvoja verrattaisiin alle 2 mm

hiukkasfraktiosta mitattuun tulokseen. Jos olisi syytä epäillä muiden kuin tässä liitteessä esitettyjen haitallisten aineiden esiintymistä maaperässä taikka epäorgaanisten aineiden esiintymistä yli 2 mm hiukkasfraktiossa tai tavanomaista haitallisemmassa muodossa, myös nämä olisi otettava huomioon maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa.

Maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien vertailua kynnys- ja ohjearvoihin voitaisiin tehdä yksittäisten mitattujen pitoisuuksien lisäksi tilastollisten tunnuslukujen avulla esim. mediaania, maksimia, keskiarvoa ja jakaumia käyttäen. Arvioinnissa käytettävien pitoisuustietojen ja tunnuslukujen valinnassa tulisi ottaa huomioon mm. alueen laajuus, maaperän heterogeenisuus, näytemäärät ja arvioinnin taso. Alueen maaperässä todetut maksimipitoisuudet tulisi aina esittää arvion yhteydessä. Tilastollisia tunnuslukuja voitaisiin käyttää yksittäisiä lukuarvoja koskevan vertailun lisänä luomaan kokonaiskuvaa tutkittavalla alueella sijaitsevista eri tavoilla pilaantuneista alueista (syvyys- ja sivusuunta huomioiden) sekä arvioitaessa haitallisten aineiden kokonaismääriä ja todennäköistä altistumista. Tilastollisten tunnuslukujen käyttäminen edellyttäisi, että käytössä on tilastolliseen käsittelyyn riittävä määrä mittaustuloksia ja että tämä on arvioinnin kannalta muuten perusteltua. Tunnuslukuja käytettäessä alue tulee jakaa edustaviin osa-alueisiin, joita koskevista tuloksista luvut lasketaan.

Metallien ja puolimetallien osalta liitetaulukossa ilmoitettaisiin luontaiset pitoisuudet, joilla tarkoitettaisiin tässä yhteydessä moreenin hienoaineksen luontaisen pitoisuuden mediaania kuningasvesiutolla määritettynä. Suluissa olisi ilmoitettu vaihteluväli. Kyseessä olisi lähinnä informatiivinen tieto.

Ehdotetut kynnys- ja ohjearvot kuvaavat suuruusluokkaa ja ovat siten pyöristettyjä. Kynnysarvolla tarkoitetaan haitallisen aineen arvioitua, riskien kannalta merkityksentöntä pitoisuutta maaperässä. Alemmalla ohjearvolla tarkoitetaan sellaista haitallisen aineen pitoisuutta maaperässä, joka ei tehdyn arvion mukaan aiheuta merkittävää vaaraa maaperän toiminnoille tai haittaa terveydelle tavanomaisessa maankäytössä. Ylemmällä ohjearvolla tarkoitetaan sellaista haitallisen aineen pitoisuutta maaperässä, jossa maaperän arvioidaan säilyvän vielä ekologisesti toimintakykyisenä ja joka ei aiheuta vaaraa terveydelle epäherkässä maankäytössä.

Ehdotetut ohjearvot perustuvat yleisellä tasolla tehtyyn riskitarkasteluun, jossa haitta-aineelle on määritetty tavanomaisessa ja tavanomaista vähemmän herkässä maankäytössä hyväksyttävää ekologista ja terveysriskiä kuvaavat maaperän pitoisuusarvot (riskitasot). Näistä alhaisempi arvo on valittu asetusehdotuksen liitteenä olevaan taulukkoon. Liitetaulukoon merkitty e- tai t-kirjain kertoo kummasta arvioinnista valittu pitoisuustaso on peräisin. Eräiden aineiden osalta ohjearvojen määrittämisessä on erikseen otettu huomioon muitakin tekijöitä, kuten aineiden pysyvyys, kertyvyys ja lähdetietoihin liittyvä epävarmuus.

Metalleille ja puolimetalleille ehdotetut ekologisista perusteista määritellyt ohjearvot on johdettu lisäämällä aineen hyväksyttävää ekologista riskiä kuvaavaan laskennalliseen pitoisuuteen mineraalimaan keskimääräinen luontainen pitoisuus. Menettely-

tapa voitaisiin ottaa huomioon kohdekohtaisissa tarkasteluissa, jos alueen maaperän taustapitoisuudet on luotettavasti selvitetty.

Ehdotettujen ohjearvojen numeerisessa määrittämisessä ei ole otettu huomioon haitallisten aineiden mahdollisen kulkeutumisen kautta aiheutuvaa riskiä pohjavedelle, joka tulisi aina arvioida erikseen. Liitetaulukko on merkitty p-kirjain, mikäli haitallisen aineen kulkeutumisesta pohjavesiin pidetään erityisenä uhkana ja pohjaveden pilaantumisen riski olisi tavanomaista suurempi jo alemmaa ohjearvoa alhaisemmissa pitoisuuksissa.

Ehdotetut kynnysarvot on asetettu tasoon, jossa maaperän haitta-aineista aiheutuvia ympäristöriskejä voidaan pitää merkityksettöminä maankäytöstä ja muista ympäristön olosuhteista riippumatta. Arvojen määrittämisessä on otettu huomioon muun muassa haitta-aineiden vaaraominaisuudet, maaperän taustapitoisuudet, ohjearvojen perustana olevat laskennalliset riskitasot ja näihin liittyvä epävarmuus, talousvesinormit ja pysyvän jätteen liukoisuusstandardit.

Kynnys- ja ohjearvojen perustaksi määritettyjen ekologisten riskitasojen laskennassa on käytetty ensisijaisesti hollantilaisten ympäristö- ja terveysviranomaisien (National Institute of Public Health and the Environment, RIVM) arvioimaa kansainvälistä tutkimustietoa sekä RIVM:n ja EU:n kemikaalitoimiston esittämiä riskinarvioinnin ohjeita. Terveysriskitasojen laskennassa on käytetty apuna Risc Human 3.1 –riskinarviointimallia (Van Hall Instituut, Business Center [www.risc-site.nl]). Terveysriskitasojen laskennassa (laskentaparametrien valinta) on otettu huomioon suomalaisen ympäristön erityispiirteitä.

Bilaga 3

FÖREDRAGNINGSPROMEMORIA 20.2.2007

PROPOSITION TILL EN FÖRORDNING AV STATSRADETS OM BEDÖMNING AV MARKENS FÖRORENINGSGRAD OCH SANERINGSBEHOVET

PROPOSITIONENS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL

Den föreslagna förordningen föreskriver om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet. Bilagan till förordningen anger även riktvärden för halterna av ca 50 skadliga ämnen eller grupper av ämnen, som hjälpmedel vid bedömning av föroreningsgraden och saneringsbehovet. Förordningen innehåller dessutom tröskelvärden som utlöser bedömningsbehovet. Propositionen föreslår att förordningen träder i kraft den 1 juni 2007.

ALLMÄN MOTIVERING

1. Nuläge

7 § i miljöskyddslagen (86/2000) föreskriver om ett allmänt förbud mot förorening av mark. 12 kap. i samma lag föreskriver om sanering av förorenad mark och om andra tillhörande skyldigheter, samt om de förvaltningsförfaranden som tillämpas på sanering. I 7 § föreskrivs att på eller i marken får inte lämnas eller släppas ut avfall eller andra ämnen som försämrar markkvaliteten så att därav kan följa risk eller olägenhet för hälsan eller miljön, avsevärd minskning av trivseln eller annan därmed jämförbar kränkning av allmänt eller enskilt intresse.

Saneringsåtgärder på förorenad mark skall godkännas antingen genom anmälnings- eller miljötillståndsförfarande. Ärendet avgörs av den regionala miljöcentralen, med undantag av Helsingforsområdet där denna befogenhet har flyttats till miljö nämnden på bestämd tid. På behandling och nyttjande av förorenad mark tillämpas utöver miljöskyddslagen även avfallsföreskrifter.

Enligt 14 § 1 mom. 1 punkten i miljöskyddslagen kan statsrådet genom förordning utfärda bestämmelser om de med tanke på olika markanvändningsändamål högsta tillåtna halterna av skadliga ämnen i mark eller de halter som läggs till grund för bedömningen av föroreningsgraden och saneringsbehovet.

Det av miljöministeriet tillsatta projektet för utredning och sanering av förorenade markområden (SAMASE) arbetade mellan 1989 och 1994 med att bereda en proposition om riktgivande halter av skadliga ämnen för bedömning av markens föroreningsgrad (miljöministeriets memorandum 5/1994). Dessa s.k. SAMASE-värden har använts för att bedöma föroreningsgraden av förorenade markområden och deras jordmånar samt av saneringsbehovet, och för att ställa upp mål när det gäller sane-

ring. SAMASE-riktvärdet för vissa ämnen har senare uppdaterats på grundval av nya forskningsrön (Assmuth 1997). Som komplettering av SAMASE-riktvärdena har man inom befintlig förvaltningspraxis bl.a. tillämpat social- och hälsovårdsministeriets förordningar (t.ex. krav och rekommendationer för hushållsvattnets kvalitet enligt förordningarna 401/2001 och 461/2000) och publikationer av Finlands miljöcentral. Under de senaste åren har det blivit något vanligare med saneringsarbeten som utförs på grundval av platsspecifika riskbedömningar.

I Finland har ca 20 000 områden kartlagts där marken möjligtvis är förorenad på grund av tidigare eller nuvarande verksamhet. Av dessa bedöms ca 3 500 områden vara i brådskande behov av undersökning och vid behov sanering på grund av eventuella hälso- eller miljörisker. Under de senaste 15 åren har närmare 3 000 förorenade markområden sanerats i Finland. Antalet saneringsprojekt som inleds i dagens läge är 250–400 per år. Sammanlagt 60–70 miljoner euro används för saneringsprojekt varje år. Miljöförvaltningen understöder saneringsarbetena med ca 5 miljoner euro per år. Över 200 objekt har sanerats inom ramen för statlig avfallshantering.

Kommissionen antog sitt förslag till strategi för markskydd och förslaget till direktiv om markskydd den 22 september 2006. Direktivförslaget omfattar erosion, förlust av organiskt material, packning och hårdgörning av marken, försaltning, jordskrev och föroreningar. Direktivförslaget ger följande definition för förorenat område: ett område där det till följd av mänsklig verksamhet har konstaterats förekomma farliga ämnen i den grad att det i medlemsstaternas mening föreligger en betydande risk för människans hälsa eller för miljön.

2. Syftet med propositionen och de viktigaste förslagen

Syftet med propositionen är att åstadkomma kvalitativt bättre bedömningar av markens föroreningsgrad och av saneringsbehovet, och därigenom välriktade och kostnadseffektiva saneringar. Förordningen skulle skapa en enhetlig rättslig grund för bedömningar av markens föroreningsgrad och saneringsbehov, något som lagstiftningen för närvarande saknar.

Propositionen innehåller föreskrifter om bedömning av föroreningsgraden och saneringsbehovet. Denna skall grunda sig på en bedömning av risker som skadliga ämnen i marken orsakar hälsan och miljön, och skall genomföras platsspecifikt enligt det förfarande som förordningen fastställer.

Bilagan till förordningen innehåller tröskel- och riktvärden för halten av skadliga ämnen i marken som skulle ersätta de nuvarande SAMASE-värdena. Bedömningsbehovet uppstår när tröskelvärdena överskrids. De föreslagna övre och nedre riktvärdena kan användas som hjälpmedel för bedömningen.

3. Propositionens verkningar

3.1. Ekonomiska verkningar

Omkring 60–70 miljoner euro används varje år för sanering av förorenad mark. Uppskattningsvis en tredjedel av saneringskostnaderna betalas med offentliga medel.

Saneringsobjekten omfattar bl.a. industrianläggningar, sågar och impregneringsanläggningar, skrotningsanläggningar, depåer, bränslestationer, växthus, skjutbanor och gamla stängda avstjälningsplatser. Planläggningen av bostads-, rekreations- och affärsområden på gamla industri- och lagerområden kommer förmodligen att öka behovet av saneringar under den närmaste framtiden.

Den platsspecifika bedömning som avses i propositionen skulle i viss mån öka på forsknings- och planeringskostnaderna i samband med bedömningen. Å andra sidan skulle detta innebära bättre möjligheter till ett ändamålsenligt och kostnadseffektivt nyttjande av resurser som är reserverade för sanering, och leda till att mindre saneringsåtgärder vidtas på bristfälliga grunder.

3.2 Miljöpåverkan

Den föreslagna förordningen inför enhetlighet i de principer som tillämpas på bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehov. Bedömningen skulle styras från blotta jämförelser av halter mot identifiering av risker, vilket skulle innebära att saneringsåtgärderna bättre kan riktas så att de reala riskerna minskar. Detta skulle också främja allt mångsidigare och ändamålsenligare riskhanteringslösningar; desutom kunde onödiga massbyten med påföljande miljöbelastningar och nyttjande av naturresurser undvikas.

Definitionsgrunderna för riktvärdena i bilagan till förordningen skulle anges i en separat handbok i detalj, vilket skulle främja att dessa riktvärden nyttjas på ett ändamålsenligt sätt som hjälpmedel för platsspecifika bedömningar. Genom att använda tröskelvärdena säkrar man att en platsspecifik bedömning alltid inleds så fort halten överskrider en nivå där den saknar betydelse.

3.3 Övriga verkningar

Förordningen skulle göra att riskbedömningar används oftare. En ökad användning av riskbedömningar skulle förbättra insikterna om de reella följderna av skadliga ämnen i marken och därmed minska på antalet felaktiga uppfattningar om markens föroreningsgrad.

Saneringsplaner som bygger på riskbedömningar kräver att respektive förvaltningsbeslut bereds mer ingående än när det handlar om lösningar som endast grundar sig på riktvärden. Detta skulle sannolikt öka på arbetsbördan för de regionala miljöcentralerna och Finlands miljöcentral.

Förordningen skulle skapa en enhetlig rättslig grund för bedömningen av markens föroreningsgrad och av saneringsbehovet, vilket skulle öka på fastighetsinnehavarnas rättssäkerhet och främja en likvärdig behandling av dessa.

4. Beredningen av propositionen

Propositionen har beretts inom tjänsten vid miljöministeriet. Finlands miljöcentral har på uppdrag av miljöministeriet utarbetat förslag till riktvärden och tröskelvärden samt ett utkast till handbok om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet. Handboken skulle bland annat innehålla faktakort för de skadliga ämnen som nämns i bilagan samt rekommenderade analysmetoder.

Under beredningsarbetet har man fört förhandlingar med representanter från olika sakkunniginrättningar (VTT, Geologiska forskningscentralen, Folkhälsoinstitutet).

Utlåtanden om propositionen och det tillhörande handboksutkastet har inhämtats från följande myndigheter, organisationer, forskningsanstalter och företag, som är av central relevans för ärendet: social- och hälsovårdsministeriet, finansministeriet, jord- och skogsbruksministeriet, kommunikationsministeriet, försvarsministeriet, Sydvästra Finlands miljöcentral, Mellersta Finlands miljöcentral, Norra Österbottens miljöcentral, Birkalands miljöcentral, Tavastlands miljöcentral, Norra Savolax miljöcentral, Nylands miljöcentral, Helsingfors stads miljöcentral, Östra Finlands miljöförhållandenverk, Vägförvaltningen, Banförvaltningscentralen, Huvudstaben, Försvarsförvaltningens byggverk, Folkhälsoinstitutet, Geologiska forskningscentralen, Skogsforskningsinstitutet, Forskningscentralen för jordbruk och livsmedels ekonomi MTT, Finlands Miljöcentral, VTT, Social- och hälsovårdens produkttillsynscentral, Institutionen för tillämpad kemi och mikrobiologi vid Helsingfors universitet, Salvor Oy, Niska & Nyysönen Oy, Ekokem-Palvelu Oy, Byggnadskontoret vid Helsingfors stad, Helsingfors stadsplaneringskontor, Senatfastigheter, fastighetsförbundet Suomen Kiinteistöliitto ry, Finlands Idrott rf, Suomen Ampumaurheiluliitto ry, Finlands Jägarförbund rf, Finlands Schaktentreprenörers Centralförbund rf, Teknologiindustri rf, Metallinjalostajat ry, Kommunförbundet, Miljöföretagarnas förbund rf, Neste Oil Abp, Olje- och Gasbranschens Centralförbund rf, Finlands Näringsliv, Kemiindustri rf, AnalyCen Laboratoriot Oy, Novalab Oy, Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy, Ramboll Finland Oy, Golder Associates Oy, WSP Environmental Oy, Maaperän tutkimus- ja kunnostusyhdistys MUTKU ry och Finlands Naturskyddsförbund. Inofficiella kommentarer har dessutom mottagits per e-post.

De olika utlåtandena har bl.a. fäst uppmärksamhet vid riktvärdenas ställning, kvalitet och användning, vid bedömningsförfarandets innehåll och vid förordningens ikraftträdande. Största delen av utlåtandena framförde önskemål om att förordningen träder i kraft snarast. De olika utlåtandena har tagits i beaktande efter möjlighet.

Propositionens innehåll har bl.a. reviderats enligt följande: bedömningsförfarandet har preciserats genom att lägga till nya bedömningsselement i förordningstexten och en egen paragraf (5 §) om utredning av föroreningsgraden. Målvärdet som var avsett

som ett jämförelsevärde med syfte att förebygga förorening av marken har tagits bort från bilagan och ersatts med ett tröskelvärde som utlöser bedömningsbehovet. Tröskelvärdets betydelse läggs fram i en egen paragraf. Tabellen i bilagan har korrigerats och begreppen däri har preciserats.

Propositionen har granskats av granskningsbyrån på lagberedningsavdelningen vid justitieministeriet.

DETALJMOTIVERING

1 § Tillämpningsområde

Förordningens tillämpningsområde anges av 1 §. Förordningen skulle endast tillämpas på bedömning av föroreningsgraden och saneringsbehovet när det gäller marken, inte när det gäller avlagringar (sediment) på botten av vattendrag eller grundvatten.

Förordningen skulle också kunna användas i tillämpliga delar vid förvaltnings-tvångsärenden enligt i 77 § i miljöskyddslagen.

Förordningen skulle dessutom tillämpas på föroreningar av markområden som har skett innan miljöskyddslagen trädde i kraft (Lag om införande av miljöskyddslagstiftningen 113/2000, 22 § 2 mom.).

2 § Bedömning av föroreningsgraden och saneringsbehovet

Bedömningen av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet skall enligt propositionen alltid grunda sig på en platsspecifik bedömning av de risker eller olägenheter som skadliga ämnen i marken möjligtvis orsakar hälsan och miljön, dvs. en s.k. riskbedömning.

De omständigheter som skall beaktas i bedömningen räknas upp i en egen paragraf. Sådana omständigheter är halterna, de totala mängderna och egenskaperna (som t.ex. toxicitet, ackumulering, beständighet, flyktighet, löslighet i synnerhet när det gäller metaller, läget i marken och bakgrundskoncentrationerna) av skadliga ämnen i marken, mark- och grundvattenförhållandena på området, de faktorer som bidrar till att skadliga ämnen förs in till och sprids på området och utanför området, nuvarande och planerat användningssyfte för området och dess omgivning eller grundvattnet, möjligheten att bli exponerad för skadliga ämnen på kortare och längre sikt, olägenheter som kan orsakas hälsan och miljön till följd av exponering samt hur allvarliga och sannolika dessa olägenheter är, de skadliga ämnenas eventuella samfälliga effekt och likaså osäkerhetsfaktorerna i fråga om de forskningsrön och andra utgångsuppgifter samt bedömningsmetoder som används.

Med bakgrundskoncentration avses de normala halter av skadliga ämnen som naturligt förekommer i marken eller sådana förhöjda halter som förekommer i ytjorden på ett vidsträckt område i omgivningen kring det område som misstänks vara förorenat och som inte härstammar från verksamhet som idkas där. Med bakgrundskoncentration avses inte i detta sammanhang förhöjda halter av skadliga ämnen som förorsakas av enstaka industrianläggningar, utan närmast diffus belastning från trafik och industri som inte anknyter till förbudet mot förorening enligt 7 § i miljöskyddslagen.

Bedömningens omfattning skulle bero på egenskaperna hos respektive objekt. I många fall skulle det räcka med en kvalitativ bedömning av riskerna och en jämförelse av de uppmätta halterna med riktvärdena. I fall där kvalitativa bedömningar och jämförelser med riktvärden inte ger pålitliga resultat skulle det vara nödvändigt att utföra kvantitativa bedömningar som grundar sig på kalkyler.

Enligt 2 mom. skall markens föroreningsgrad och saneringsbehovet vid behov bedömas på nytt om omständigheterna förändras. Faktorer som är centrala med tanke på riskbedömningen kan förändras exempelvis på grund av ändringar i markanvändningen eller grävarbeten.

Den bedömning som avses i propositionen omfattar inte marksubstanser som förs bort, vars behandling bl.a. styrs av de skyldigheter som avses i avfallslagstiftningen.

Propositionen skulle omfatta bedömning av verkningar i samma utsträckning som 12 kap. i miljöskyddslagen (miljö- och hälsopåverkan). Då man tillämpar 7 § i miljöskyddslagen skall förbudet mot förorening av mark utöver sedvanlig hälso- och miljöpåverkan vid behov dessutom beakta verkningar i form av minskad trivsamhet eller annan därmed jämförbar kränkning av allmänna eller privata intressen.

3 § Tillämpning av tröskelvärdena

Bilagan till förordningen skulle innehålla bestämmelser som anger tröskelvärden för skadliga ämnen. Markens föroreningsgrad och saneringsbehovet skall bedömas om halten av ett eller flera skadliga ämnen i marken överskrider tröskelvärdet.

På områden där bakgrundskoncentrationen är högre än tröskelvärdet skulle dock den bakgrundskoncentration som avses i 2 § 1 punkten betraktas som utvärderings-tröskel.

Tröskelvärdet skulle också användas som jämförelsevärde när det gäller markskydd och förebyggande av förorening. Värdet kunde användas för att identifiera belastningar från mänsklig verksamhet och följderna av dessa för marken. Om värdena överskrids innebär det att en fortsatt belastning kan leda till att marken förorenas.

Värdena kunde också vara till hjälp när man bedömer placeringsdugligheten för massor som misstänks vara förorenade och som skall avlägsnas från området eller för behandlad förorenad mark. Om tröskelvärdena överskrids utgör halten av skadliga ämnen i marksubstansavfallet vanligtvis ingen begränsning när det gäller deponering

eller återvinning inom ramen för avfallslagstiftningen och miljöskyddslagstiftningen. Om området med grund på bedömningen till exempel inte behöver saneras men marken innehåller konstaterade halter av skadliga ämnen som överskrider tröskelvärdet skall halten av skadliga ämnen tas i beaktande då man för bort marksubstanser.

4 § Tillämpning av riktvärdena

När markens föroreningsgrad och saneringsbehovet skall bedömas genom den plats-specifika bedömning som avses i 2 § skall de uppmätta halterna av skadliga ämnen användas som hjälpmedel, genom att jämföra dem med de riktvärden som anges i bilagan. Riktvärdena beaktar inte möjligheten att skadliga ämnen sprids utanför området, vilket gör att de exempelvis inte kan användas för att bedöma riskerna för förorening av grundvatten.

Marken betraktas i allmänhet som förorenad om halten av ett eller flera skadliga ämnen överskrider det lägre riktvärdet och inget annat har konstaterats i den riskbedömning som avses i 2 §. Möjligheten att bli exponerad och de medföljande riskerna är av mindre betydelse än normalt om det område som misstänks vara förorenat och områdena i dess omedelbara närhet används som industri- eller lagerområde eller som något annat motsvarande område. Med annat motsvarande område avses exempelvis arbetsplatser med markbeläggning som saknar bostadsbyggnader och där det inte finns ett speciellt behov att skydda jordmånen på grund av mänsklig verksamhet. På denna typ av områden skall det övre riktvärdet användas i jämförelsesyfte.

5 § Utredning av föroreningsgrad och bakgrundskoncentration

Propositionen fäster vikt vid provtagning och väldefinierade metoder, då bristfälligt planerade och genomförda provtagningar och analyser kan leda till överraskande följder, både med tanke på miljön och med tanke på tekniska eller ekonomiska verkställighetsfaktorer för framtida saneringsprojekt. I syfte att utreda markens föroreningsgrad och bakgrundskoncentration skall prover tas som är tillräckligt representativa för området, marken och grundvattnet. Enligt andra momentet skall undersökningarna av skadliga ämnen grunda sig på standardiserade eller i fråga om tillförlitlighet motsvarande metoder.

6 § Ikraftträdande

Propositionen föreslår att förordningen träder i kraft den 1 juni 2007. Miljötillstånds- och anmälningsärenden som anhängiggjorts innan förordningen träder i kraft styrs av de bestämmelser som gäller vid ikraftträdandet. De beslut och bestämmelser som utfärdats med stöd i miljöskyddslagen innan förordningen träder i kraft skall tillämpas oberoende av denna.

BILAGA Tröskel- och riktvärden för halten av skadliga ämnen i marken

Bilagan till förordningen skulle ange 52 grundämnen, ämnen eller grupper av ämnen som är de vanligaste orsakerna till förorening av marken och som därför anses behöva allmänna tröskel- och riktvärden. Tabellen skulle inte vara uttömmande. Om det finns skäl att misstänka att marken är förorenad med andra skadliga ämnen skall även dessa beaktas vid bedömningen.

De föreslagna tröskel- och riktvärdena anges som totalkoncentration per torrsubstans. Tröskel- och riktvärdena för oorganiska ämnen skall enligt propositionen jämföras med det resultat som uppmätts med en partikelstorlek under 2 mm. Om det finns skäl att misstänka att andra skadliga ämnen än de som ingår i bilagan förekommer i marken eller att oorganiska ämnen förekommer med en partikelstorlek på över 2 mm eller i form som är skadligare än normalt, skall även dessa beaktas vid bedömningen av markens föroreningsgrad och av saneringsbehovet.

Enligt propositionen kan jämförelsen av halten av skadliga ämnen med tröskel- och riktvärdena förutom med hjälp av enskilda uppmätta halter dessutom göras med hjälp av statistiska mått, exempelvis medianer, maximum, medeltal och distribution. Halterna och måtten skall väljas med beaktande av områdets storlek, markens heterogenitet, antalet prover och bedömningsnivån, bland annat. Konstaterade maximala halter i marken skall alltid framläggas i samband med bedömningen. Statistiska mått kunde användas i kompletterande syfte tillsammans med enstaka numeriska värden för att skapa en helhetsbild av de markområden med olika föroreningsegenskaper som ingår i området (med beaktande av djup och sidriktning) samt för att bedöma den totala mängden av skadliga ämnen och sannolikheten av exponering. Användningen av statistiska mått skulle förutsätta att man har tillgång till ett tillräckligt antal mätresultat för statistisk behandling och att detta annars är motiverat för utvärderingen. Vid användning av statistiska mått skall området delas upp i representativa delar och måtten räknas utifrån resultaten från dessa.

När det gäller metaller och halvmetaller anger tabellen naturliga halter. Med dessa avses här medianen av den naturliga halten av moränens finmaterial genom extrahering med kungsvatten. Variationen anges inom parentes. Uppgifterna skulle närmast vara av informativ natur.

De föreslagna tröskel- och riktvärdena motsvarar storleksklasser och är därför avrundade. Med tröskelvärde avses den högsta möjliga halt av skadligt ämne som man bedömer sakna betydelse. Med lägre riktvärde avses en halt av skadligt ämne som man bedömer inte orsaka betydande risker för markfunktionerna eller olägenheter för hälsan vid sedvanlig markanvändning. Med övre riktvärde avses en halt av skadligt ämne där man bedömer att marken ännu har kvar sin ekologiska funktionsförmåga och som inte orsakar risker för hälsan vid okänslig markanvändning.

De föreslagna riktvärdena grundar sig på en riskstudie på allmän nivå där man har definierat halter (risknivåer) för varje ämne i normal markanvändning och i markanvändning som är mindre känslig än normalt som motsvarar en nivå där riskerna för miljön och hälsan är godtagbara. Det lägre av dessa två värden har plockats in i tabellen i bilagan till förordningen. Vilken typ av bedömning den valda halten härstammar ifrån anges i tabellen med bokstav e eller t. I vissa fall har också andra faktorer beaktats för att definiera ett riktvärde, exempelvis ämnets beständighet, ackumulering och osäkerheter när det gäller källfakta.

Riktvärdena för metaller och halvmetaller, som bygger på ekologiska skäl, är härledda genom att lägga den genomsnittliga naturligt förekommande halten i mineraljord till den beräknade halt som motsvarar en godtagbar ekologisk risk. Förfaringsättet kan iakttas vid platsspecifika studier om det finns pålitliga uppgifter om bakgrundskoncentrationerna i marken.

De numeriska värdena för de föreslagna riktvärdena har fastställts utan att beakta de risker för grundvattnet som eventuella spridningar av skadliga ämnen kan medföra, och därför bör dessa alltid bedömas separat. Om ett ämne är utmärkt med bokstaven p innebär det att spridningen av detta ämne i grundvattnet betraktas som en särskild risk, och att risken att grundvattnet förorenas är större än normalt redan vid halter som ligger under det lägre riktvärdet.

De föreslagna riktvärdena ligger på en nivå där de risker som ämnet orsakar kan betraktas som betydelselösa, oberoende av markanvändningen och andra miljöomständigheter. Riktvärdena beaktar bl.a. de skadliga ämnernas riskegenskaper, bakgrundskoncentrationerna i marken, de beräknade risknivåer som de grundar sig på samt osäkerheten i dessa, normer för hushållsvatten och kriterier i fråga om nedbrytbarhet av beständigt avfall.

De ekologiska risknivåer som utgör grunden för tröskel- och riktvärdena bygger i första hand på internationella forskningsrön som utvärderats av de holländska miljö- och hälsovårdsmyndigheterna (National Institute of Public Health and the Environment, RIVM) samt på RIVM:s och Europeiska kemikaliebyråns anvisningar för riskbedömning. Hälsorisknivåerna har fastställts med hjälp av riskbedömningsmodellen Risc Human 3.1 (Van Hall Instituut, Business Center [www.risc-site.nl]). Fastställningen av dessa nivåer (valet av parametrar) har gjorts med beaktande av den finska miljöns särdrag.

Liite 4

MAAPERÄNÄYTTEENOTTO JA ANALYTIikka

Pilaantuneeksi epäillyllä alueella tehtävien maaperätutkimusten tavoitteena on selvittää haitallisten aineiden levinneisyys ja pitoisuudet alueella. Valtioneuvoston asetuksen (214/2007) mukaan tutkimusten tulee perustua standardoituihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin. Suomessa käytetään lähinnä kansainvälisen ISO:n standardoimia määrittämenetelmiä (ISO/TC 190 Soil Quality). ISO-standardimenetelmät ovat Suomessa luonteeltaan suosituksia, mutta eurooppalaisten CEN-standardien puuttuessa niitä on käytetty. Menetelmäsuosituksia on myös esimerkiksi USA:n ympäristövirastolla EPA:lla. Osa maaperään liittyvistä ISO-standardista on vastikään vahvistettu SFS-standardiksi.

Maaperän tutkimusmenetelmiä käsittelevä SFS-käsikirja 190 julkaistaan neliosaisena kirjasarjana:

Osa 1: Ohjeistot¹

Osa 2: Näytteenotto²

Osa 3: Kemiaiset menetelmät

Osa 4: Biologiset menetelmät

Käsikirjan osan 1 sisältämät ohjeistot on laadittu ISO:n teknisessä komiteassa 190 (Technical Committee, TC) ja sen alakomiteassa 7 (Subcommittee, SC): ISO/TC 190 Soil quality ja ISO/SC 7 Soil and site assessment. Ohjeistot eivät ole varsinaisia menetelmästandardeja, vaan ne antavat laajasti taustatietoa saatuneen alueen arvioimiseksi.

- SFS-ISO 15175:2006: maaperän karakterisointi pohjaveden suojelun kannalta
- SFS-ISO 15176:2006: maaperän karakterisointi kun maa-ainesta käytetään uudelleen
- SFS-ISO 15799:2006: maaperän ekotoksikologinen tutkiminen
- SFS-ISO 15800:2006: maaperän karakterisointi terveysvaikutusten arvioimiseksi
- SFS-ISO 16133:2006: maaperän seuranta
- SFS-ISO 19258:2007: ohje maaperän taustapitoisuuksien määrittämiseen

¹ Suomen Standardoimisliitto. 2007. Maaperätutkimusmenetelmät. Osa 1: Ohjeistot.

² Suomen Standardoimisliitto. 2007. Maaperätutkimusmenetelmät. Osa 2: Näytteenotto.

Näytteenotto

Pilaantuneen alueen näytteenoton kohdentamiseen ja näytteenottotiheyden määrittämiseen on olemassa suosituksia^{3 4 5}. Näytteenotosta on olemassa mm. seuraavat vahvistetut SFS-ISO-standardit^{6 7}:

- SFS-ISO 10381-1:2006: maaperänäytteenoton suunnittelu
- SFS-ISO 10381-2:2006: maaperänäytteenottotekniikat
- SFS-ISO 10381-5:2006: pilaantuneen maaperän näytteenotto

Ohjeen liitteessä 5 on luettelo haitta-aineiden kemiallisten analyysimenetelmien suosituksista. Mainitut SFS-ISO ja ISO-standardit ovat maksullisia ja niitä voi tilata esim. Suomen standardisoimisliiton (SFS) kautta. USEPAn menetelmiä on saatavilla www-sivulta <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm>.

Näytteet analysoidaan pääsääntöisesti yksittäisnäytteinä. Kokoomanäytteitä voidaan käyttää lähinnä alueen pilaantuneisuustutkimusten alkuvaiheessa alueen laajuutta arvioitaessa. Tällöin yhdistetään näytteet, joiden pilaantuneisuus oletetaan samankaltaiseksi, esim. samasta maalajikerroksesta lähekkäin otettuja näytteitä. Kokoomanäytteen mittaustulos kuvaa homogenisoitujen ja yhdistettyjen näytteiden keskimääräistä pitoisuutta. Kokoomanäytteitä voidaan käyttää myöhempään näytteenoton kohdistamiseen ja luomaan yleiskuva alueen pilaantuneisuudesta.

Taustapitoisuuksia määritettäessä näytteet tulee valita sellaisista maakerroksista ja -lajeista, jotka vastaavat tutkittavan pilaantuneen alueen geologisia olosuhteita ja tutkittavien aineiden käyttäytymistä maaperässä. Korkeimmat haitta-ainepitoisuudet voivat olla esim. mitattavissa pintamaan orgaanisista kerroksista sekä savi- ja silttimaista.

Näytteiden esikäsittely

Näytteiden esikäsittelyssä ja analysoinnissa pyritään käyttämään standardoituja menetelmiä. Kuvassa 1 on kuvattu SFS-ISO-standardin 11464 mukainen maaperänäytteen esikäsittely. Mittaustulosten ja asetuksessa annettujen ohjearvojen vertailtavuuden varmistamiseksi on kullekin asetuksessa mainitulle haitta-aineelle tai -aineryhmälle annettu suositus sille soveltuvasta analyysimenetelmästä (liite 5). Lisäksi on suositeltavaa käyttää akkreditoitua laboratoriota tai laboratoriota, jossa on hyväksytty laatuvarmistus tai ainakin kyseisen menetelmän laadunvarmistus.

³ Järvinen, H.-L. & Mroueh U.-M. 1996. Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostaminen.

⁴ Suomen geoteknillinen yhdistys r.y. 2002. Ympäristögeotekninen näytteenotto-opas, maa-, huokos-, ja pohjavesinäytteet.

⁵ Laakso, K. 1999. Saastuneiden maiden tutkimiseen soveltuvia kenttämittareita.

⁶ Lisätietoa standardeista ja niiden valmistelusta on saatavilla mm. seuraavilta Suomen ympäristökeskuksen [www-sivuilta](http://www.miljo.fi/print.asp?contentid=96897&clan=FI#a0) Suomen ympäristökeskus. 2007b. Maaperämenetelmien standardisointityöryhmä. <http://www.miljo.fi/print.asp?contentid=96897&clan=FI#a0>.

⁷ Näytteenottoon ja analysointiin liittyvästä laadunvarmistuksesta lisää: Sarkkila, J., Mroueh, U.-M. & Leino-Forsman, H. 2004. Pilaantuneen maan kunnostaminen ja laadunvarmistus.

Alkuaineiden pitoisuudet mitataan < 2 mm hiukkasfraktiosta⁸. Orgaanisten aineiden pitoisuudet määritetään yleensä uuttamalla seulomattomasta maanäytteestä.

Jos osa haitallisista aineista on sitoutuneena fraktioon, joka poistuu seulonnassa ylittäänä, esimerkiksi ampumaradoilla luodit ja haulit, on näiden fraktioiden osalta mahdolliset ympäristö- ja terveysriskit arvioitava erikseen. Tällaisten aineosien merkitys korostuu arvioitaessa pitkän aikavälin riskejä. Suuret kappaleet hajoavat ja murenevat maaperässä, jolloin niiden haitallisten aineiden 'varasto' muuttuu helpommin kulkeutuvaan muotoon.

Elohopea sekä monet orgaaniset haitalliset aineet ovat helposti haihtuvia. Tämä asettaa erityisvaatimuksia näytteiden käsittelylle. Mikäli näytettä ei mitata kentällä, on se pyrittävä toimittamaan laboratorioon mahdollisimman pikaisesti. Yleensäkin orgaanisia haitta-aineita sisältävien näytteiden turhaa käsittelyä kentällä tulee välttää.

Haitallisten aineiden uutto ja analysointi

Alkuaineiden määityksessä ISO suosittelee kuningasvesiuuttoa. Epäorgaanisista haitallisista aineista pyritään uuttamaan muut kuin vaikeasti silikaattimineraaleihin sitoutuneet metallit. Kuningasvesiuuttoa on käytetty mm. GTK:n toteuttamassa Suomen geokemiallisessa kartoituksessa. Typpihappouuttoa on käytetty usein lietteen metallimäärytyksissä. Eri uuttomenetelmillä saadut tulokset voivat erikoistapauksissa poiketa huomattavasti toisistaan, joskin ne ovat pääsääntöisesti identtisiä.

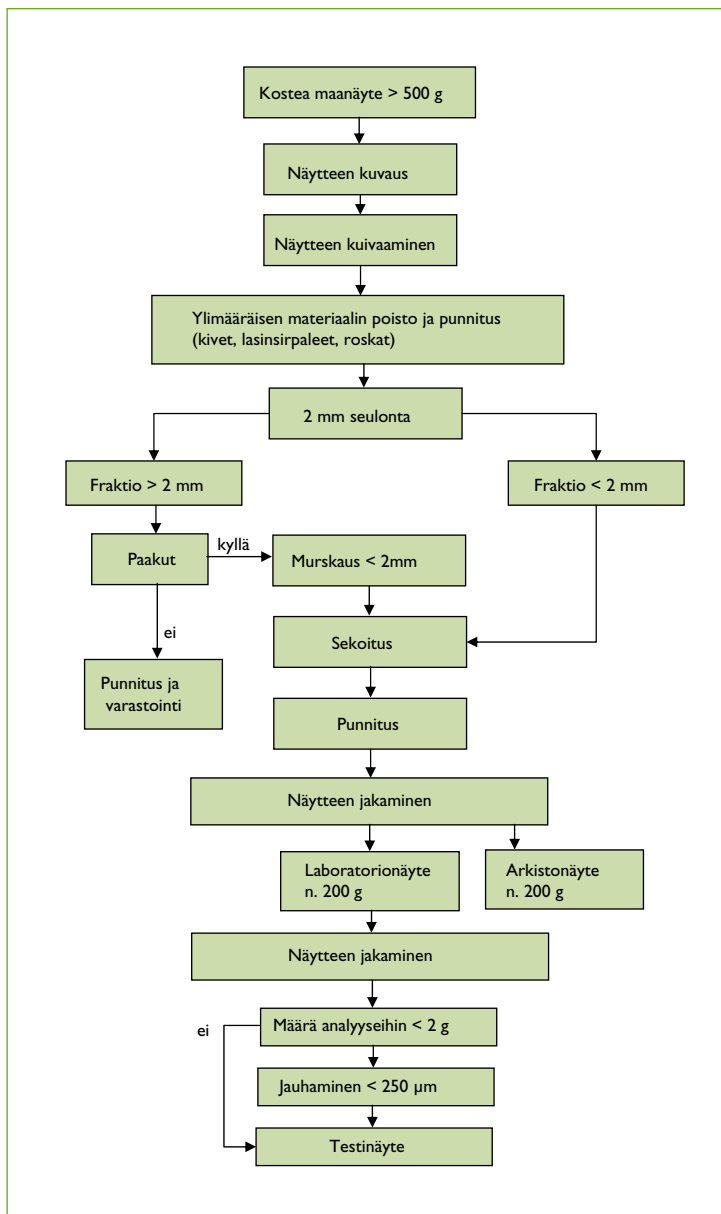
Riskinarvioinnissa pitää käyttää myös muita uuttomenetelmiä, kun pyritään esimerkiksi selvittämään haitta-aineiden liukoista ja siten eliöille biosaatavissa olevaa pitoisuusosuutta.

Pilaantuneen maaperän joidenkin orgaanisten haitta-aineiden menetelmien standardointi on kesken. Maanäytteen käsittelystä orgaanisten aineiden mittaamista varten on olemassa SFS-ISO-standardi (Pretreatment of samples for the determination of organic contaminants, SFS-ISO 14507:2007). Monissa menetelmästandardeissa kuvataan näytteiden esikäsittely tai viitataan muihin standardeihin. Lisäksi aihetta käsitellään monissa ajankohtaisissa julkaisuissa⁹.

Mitatut haitta-ainepitoisuudet ilmoitetaan kuivapainoa kohden.

⁸ SFS-ISO-standardissa 11464 Soil quality - Pretreatment of samples for physico-chemical analysis.

⁹ mm. Thompson, K.C. & Nathanail C.P. 2003. Chemical analysis of contaminated land.



Kuva 1. Maanäytteen esikäsittely (SFS-ISO 11464 Soil quality - Pretreatment of samples for physico-chemical analysis).

Muut mittaukset

Näytteestä voidaan mitata haitta-ainepitoisuuksien lisäksi myös muita fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia (esim. pH, sähkönjohtavuus, raekokojakauma, saves- tai orgaanisen aineksen pitoisuus). Mittauksia ja määrittämiä hyödynnetään kohdekoh- taisessa riskinarvioinnissa. Esimerkiksi kynnys- ja ohjearvojen terveysperusteisten riskien laskennassa käytettyjä parametrejä voidaan muuttaa kohteen todellisia olo- suhteita vastaaviksi. Siten on mahdollista ”muokata” alempia ja ylempää ohjearvoja alueen tilasta riippuvaisiksi vertailuarvoiksi.

Ekologista arviointia voidaan täydentää toksisuustesteillä. Niillä pyritään yhdis- tämään altistusta ja vaikutuksia. Testit ovat erityisen käyttökelpoisia alueilla, joilla on monia haitallisia tekijöitä ja aineita¹⁰.

¹⁰ asiasta enemmän Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo M. 2007. Maaperän pilaantumisen ekologinen riskinarviointi – menettelytapaopas.

Liite 5

SUOSITELTAVAT MENETELMÄT HAITALLISTEN
AINEIDEN MÄÄRITTÄMISEKSI MAAPERÄSTÄ

Suomen Standardisoimisliiton (www.sfs.fi) kautta pystyy ostamaan sekä valmiita että valmisteilla olevia ISO- ja SFS-ISO-standardveja. U.S.EPAn menetelmiä on saatavilla [www-sivulta http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm](http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm).

Aine (symboli)	CAS-numero	Menetelmä uutolle Analysointimenetelmä
<i>Metallit ja puolimetallit</i>		
Antimoni (Sb)	7440-36-0	USEPA 3051A ISO/FDIS 20280, ISO/DIS 22036
Arseeni (As)	7440-38-2	USEPA 3051A ISO/FDIS 20280, ISO/DIS 22036
Elohopea (Hg)	7439-97-6	USEPA 3051A SFS-ISO 16772:2007
Kadmium (Cd)	7440-43-9	SFS-ISO 11466:2007, USEPA 3051A SFS-ISO 11047:2007, ISO/DIS 22036
Koboltti (Co)	7440-48-4	SFS-ISO 11466:2007, USEPA 3051A SFS-ISO 11047:2007, ISO/DIS 22036
Kromi (Cr)	7440-47-3	SFS-ISO 11466:2007, USEPA 3051A SFS-ISO 11047:2007, ISO/DIS 22036
Kupari (Cu)	7440-50-8	SFS-ISO 11466:2007, USEPA 3051A SFS-ISO 11047:2007, ISO/DIS 22036
Lyijy (Pb)	7439-92-1	SFS-ISO 11466:2007, USEPA 3051A SFS-ISO 11047:2007, ISO/DIS 22036
Nikkeli (Ni)	7440-02-0	SFS-ISO 11466:2007, USEPA 3051A SFS-ISO 11047:2007, ISO/DIS 22036
Sinkki (Zn)	7440-66-6	SFS-ISO 11466:2007, USEPA 3051A SFS-ISO 11047:2007, ISO/DIS 22036
Vanadiini (V)	7440-62-2	USEPA 3051A ISO/DIS 22036
<i>Muut epäorgaaniset</i>		
Syanidi (CN)		ISO 11262:2003

Aine	CAS-numero	Määrittäminen
<i>Aromaattiset hiilivedyt</i>		
Bentseeni	71-43-2	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
Tolueeni	108-88-3	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
Etylibentseeni	100-41-4	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
Ksyleeni (isomeerien summa)	1330-20-7	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
<i>Polyaromaattiset hiilivedyt</i>		
Antraseeni	120-12-7	SFS-ISO 18287:2007
Bentso(a)antraseeni	56-55-3	SFS-ISO 18287:2007
Bentso(a)pyreeni	50-32-8	SFS-ISO 18287:2007
Bentso(k)fluoranteeni	207-08-9	SFS-ISO 18287:2007
Fenantreeni	85-01-8	SFS-ISO 18287:2007
Fluoranteeni	206-44-0	SFS-ISO 18287:2007
Naftaleeni	91-20-3	SFS-ISO 18287:2007
PAH _{tot} ¹		SFS-ISO 18287:2007
<i>PCBt, dioksiinit ja furaanit</i>		
PCB _{tot} (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	1336-36-3	SFS-ISO 10382:2007
PCDD-PCDF-PCB (WHO-TEQ)		USEPA 8290
<i>Klooratut alifaattiset hiilivedyt</i>		
Dikloorimetaani	75-09-2	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
Vinyylidikloridi	75-01-4	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
Dikloorieteenit		SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
Trikloorieteenit	79-01-6	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
Tetrakloorieteenit	127-18-4	SFS-ISO 15009:2007, SFS-ISO 22155:2007
<i>Klooribentseenit</i>		
Triklooribentseenit		SFS-ISO 10382:2007
Tetraklooribentseenit		SFS-ISO 10382:2007
Pentaklooribentseenit	608-93-5	SFS-ISO 10382:2007
Heksaklooribentseenit	118-74-1	SFS-ISO 10382:2007

LIITE 5/2

Aine	CAS-numero	Määrittämenetelmä
<i>Kloorifenolit</i>		
Monokloorifenolit		---
Dikloorifenolit		SFS-ISO 14154:2007
Trikloorifenolit		SFS-ISO 14154:2007
Tetrakloorifenolit		SFS-ISO 14154:2007
Pentakloorifenoli	87-86-5	SFS-ISO 14154:2007
<i>Torjunta-aineet ja biosidit</i>		
Atratsiini	1912-24-9	SFS-ISO 11264:2007
DDT (DDD ja DDE)	50-29-3	SFS-ISO 10382:2007
Dieldriini	60-57-1	SFS-ISO 10382:2007
Endosulfaani ²	115-29-7	SFS-ISO 10382:2007
Heptakloori	76-44-8	SFS-ISO 10382:2007
Lindaani	58-89-9	SFS-ISO 10382:2007
TBT, TPT		ISO/DIS 23161
<i>Öljyhiilivetyjakeet ja oksygenaatit</i>		
MTBE-TAME		SFS-ISO 22155:2007, SFS-ISO 15009:2007
Bensiinijakeet, (C ₅ -C ₁₀)		---
Keskisiselet, (>C ₁₀ -C ₂₁)		SFS-ISO 16703:2007 ³
Raskaat öljyjakeet, (>C ₂₁ -C ₄₀)		SFS-ISO 16703:2007 ³
Öljyjakeet, (>C ₁₀ -C ₄₀)		SFS-ISO 16703:2007

Kaikista kohteista täytyy muutaman näytteen kohdalla analysoida alifaattiset ja aromaattiset öljyhiilivetyjakeet erikseen. Soveltuva erotusmenetelmä on kuvattuna esimerkiksi dokumentissa www.env.gov.bc.ca/epd/epdpa/contam_sites/analytical_methods/pdf/analyticalmethod_7.pdf.

¹ USEPA 16: Naftaleeni, Asenafteneeni, Asenaftyleeni, Fluoreeni, Antraseeni, Fenantreeni, Fluoranteeni, Pyreeni, Bentso(a)antraseeni, Kryseeni, Bentso(b)fluoranteeni, Bentso(k)fluoranteeni, Bentso(a)pyreeni, Indeno(1,2,3-cd)pyreeni, Dibentso(ah)antraseeni, Bentso(ghi)perylenei.

² α- ja β-endosulfaanin tekninen seos.

³ Vaikka standardissa ei mainita jakoa keskisiseisiin ja raskaisiin öljyjakeisiin, soveltuu menetelmä niiden määrittämiseen.

Liite 6

TALOUSVEDEN LAATUVAATIMUKSET

Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (461/2000) liitteessä 1 mainitut talousveden kemialliset laatuvaatimukset (enimmäispitoisuus) ja laatusuosituksen (osoitinmuuttujien tavoitteelliset enimmäisarvot).

Kemialliset laatuvaatimukset

	<i>Enimmäispitoisuus</i>	<i>Huomautus</i>
Akryyliamidi	0,10 µg/l	(1)
Antimoni	5,0 µg/l	
Arseeni	10 µg/l	
Bentseeni	1,0 µg/l	
Bentso(a)pyreeni	0,010 µg/l	
Boori	1,0 mg/l	
Bromaatti	10 µg/l	(2)
Kadmium	5,0 µg/l	
Kromi	50 µg/l	
Kupari	2,0 mg/l	(3)
Syanidit	50 µg/l	
1,2-dikloorietaani	3,0 µg/l	
Epikloorihydriini	0,10 µg/l	(1)
Fluoridi	1,5 mg/l	
Lyijy	10 µg/l	(3)
Elohopea	1,0 µg/l	
Nikkeli	20 µg/l	(3)
Nitraatti (NO ₃ -)	50 mg/l	(4)
Nitraattityppi (NO ₃ -N)	11,0 mg/l	
Nitriitti (NO ₂ -)	0,5 mg/l	(4)
Nitriittityppi (NO ₂ -N)	0,15 mg/l	
Torjunta-aineet	0,10 µg/l	(5 ja 6)
Torjunta-aineet yhteensä	0,50 µg/l	(5)
Polysykliset aromaattiset hiilivedyt	0,10 µg/l	(7)
Seleeni	10 µg/l	

LIITE 6/2

	<i>Enimmäispitoisuus</i>	<i>Huomautus</i>
Tetrakloorieteeni ja trikloorieteeni yhteensä	10 µg/l	
Trihalometaanit yhteensä	100 µg/l	(2 ja 8)
Vinyylikloridi	0,50 µg/l	(1)
Kloorifenolit yhteensä	10 µg/l	(9)

Huomautukset

- 1) pitoisuus lasketaan käytetystä polymeeristä tuoteselosteen mukaan enimmillään irtoavasta tai liukenevasta määrästä; vedessä todetun aineen raja-arvona sovelletaan havaitsemisrajaa
- 2) desinfiointitehoa vaarantamatta on pyrittävä mahdollisuuksien mukaan tätä alempaan pitoisuuteen
- 3) näyte otetaan käyttäjän vesihanasta siten, että pitoisuus vastaa viikoittaista keskiarvoa
- 4) nitriitin enimmäispitoisuus vesilaitokselta lähtevässä vedessä on 0,10 mg/l; nitraattipitoisuus/50 + nitriittipitoisuus/3 ei saa ylittää arvoa 1
- 5) tarkoitetut yhdisteet orgaanisia hyönteis-, rikkaruoho-, sieni-, ankerois-, punkki-, levä- ja jyrsijämyrkkijä, orgaanisia limantorjunta-aineita sekä muita vastaavia tuotteita sekä yhdisteiden metabolia-, hajoamis- ja reaktiotuotteita
- 6) aldrinin, dieldriinin, heptakloorin ja heptaklooriepoksidin raja-arvo on 0,030 µg/l
- 7) tarkoitetut yhdisteet bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(ghi)peryleeni, indaani-(1,2,3-cd)-pyreeni
- 8) tarkoitetut yhdisteet kloroformi, bromoformi, dibromikloorimetaani, bromidikloorimetaani
- 9) tarkoitetut yhdisteet tri-, tetra- ja pentakloorifenoli

Laatusuositukset (osoitinmuuttujien tavoitteelliset enimmäisarvot)

	<i>Enimmäispitoisuus</i>	<i>Huomautus</i>
Alumiini	200 µg/l	
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,50 mg/l	
Ammonium (NH ₄ -N)	0,40 mg/l	
Kloridi	250 mg/l	(1,2)
Mangaani	50 µg/l	
Rauta	200 µg/l	
Sulfaatti	250 mg/l	(1,3)
Natrium	200 mg/l	
Hapettuvuus (COD _{Mn} -O ₂)	5,0 mg/l	(4)
	<i>Tavoitetaso</i>	
Clostridium perfringens (mukaanlukien itiöt)	0 pmy/100 ml	(5) (5)
Koliformiset bakteerit	0 pmy/100 ml	
Pesäkkeiden lukumäärä (22 °C)	ei epätavallisia muutoksia	
pH	6,5 - 9,5	(1)
Sähkönjohtavuus	alle 2 500 µS/cm	(1)
Sameus	käyttäjien hyväksyttävissä eikä epätavallisia muutoksia	(6)
Väri	eikä epätavallisia muutoksia	
Haju ja maku	eikä epätavallisia muutoksia	
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	ei epätavallisia muutoksia	(7)
RADIOAKTIIVISUUS		(8)
Tritium	100 bequerel/l	
Viitteellinen kokonaisannos	0,10 mSv/vuosi	

Huomautukset

- 1) vesi ei saa olla syövyttävää
- 2) vesijohtomateriaalien syöpymisen ehkäisemiseksi kloridipitoisuuden tulisi olla alle 25 mg/l
- 3) vesijohtomateriaalien syöpymisen ehkäisemiseksi sulfaattipitoisuuden tulisi olla alle 150 mg/l
- 4) jos mitataan TOC, ei tarvitse välttämättä mitata
- 5) mitataan, jos raakavesi on pintavettä
- 6) pintavesilaitokselta lähtevän veden sameudessa tulisi pyrkiä arvoon alle 1 NTU
- 7) jos on määritetty hapettuvuus ja veden jakelumäärä on alle 10 000 m³/d, ei tarvitse mitata
- 8) tritiumia ja radioaktiivisuuden viitteellistä kokonaisannosta ei tarvitse mitata, jos aikaisempien tutkimusten (Säteilyturvakeskus) perusteella tiedetään, että näiden arvot ovat selvästi alle muuttujan arvon; mittauksista ja niiden tiheydestä annetaan erilliset määräykset; viitteelliseen kokonaisannokseen ei lasketa radonia eikä radonin hajoamistuotteita, tritiumia eikä kalium 40.

Liite 7

VALTIONEUVOSTON ASETUKSEN 1022/2006 MUKAISET
VESIYMPÄRISTÖLLE VAARALLISET JA HAITALLISET AINEET

Valtioneuvoston asetuksen vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) liitteessä 1 mainitut aineet.

A) Vesiympäristölle vaaralliset aineet, joita ei saa päästää pintaveteen eikä vesihuoltolaitoksen viemäriin

	Nimi	CAS-numero	EY- numero	Ympäristön- laatunormi kokonaispitoi- suus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l	Ympäristön- laatunormi kokonaispitoi- suus meri- vedessä ¹ , aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l
1.	1,2- dikloori- etaani(1,2-ety- leenikloridi)	107-06-2	203-458-1	10	10
2.	aldriini	309-00-2	206-215-8	$\Sigma = 0,010$	$\Sigma = 0,005$
3.	dieldriini	60-57-1	200-484-5		
4.	endriini	72-20-8	200-775-7		
5.	isodriini	465-73-6	207-366-2		
6.	DDT (para-para- DDT)	ei ole 50-29-3	ei ole 200-024-3	0,025 0,010	0,025 0,010
7.	heksak- looribentseeni	118-74-1	204-273-9	0,03	0,03
8.	heksaklooribu- tadieeni	87-68-3	201-765-5	0,1	0,1
9.	heksakloori- sykloheksaani (gamma-iso- meeri, lindaani)	608-73-1 58-89-9	210-168-9 200-401-2	0,100	0,020
10.	hiilitetrakloridi	56-23-5	200-262-8	12	12
11.	pentakloori- fenoli	87-86-5	201-778-6	2	2
12.	tetrakloori- eteeni (tetrakloori- etyleni)	127-18-4	204-825-9	10	10

	Nimi	CAS-numero	EY- numero	Ympäristön- laatu normi kokonaispitoi- suus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l	Ympäristön- laatu normi kokonaispitoi- suus meri- vedessä ¹ , aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l
13.	triklooribent- seeni (1,2,4- triklooribent- seeni)	12002-48-1 120-82-1	234-413-4 204-482-0	0,4	0,4
14.	trikloorieteeni (triklooriety- leenin)	79-01-6	201-167-4	10	10
15.	trikloorime- taani (kloroformi)	67-66-3	200-663-8	12	12

¹ merivesi käsittää vesilain (264/1961) 1 luvun 3 §:ssä tarkoitetun alueveden ja ympäristönsuojelulain (86/2000) 2 §:n 5 momentissa tarkoitetun talousvyöhykkeen

B) Vesiympäristölle vaaralliset aineet ja niiden suurimmat sallitut päästöraja-arvot pitoisuus- ja ominaiskuormitusraja-arvoina

	Aine	CAS- nu- mero	Toimiala	Pitoisuus- raja ¹	Ominaiskuormitusraja ¹
1.	elohopea ja sen yhdisteet	7439-97-6	kloorialkaliteol- isuus	50 µg/l	elohopeakennomene- telmä: 0,2 g/kapasiteet- titonni klooria
	elohopea ja sen yhdisteet	7439-97-6	muu kuin kloori- alkaliteollisuus	5 µg/l	-
2.	kadmium ja sen yhdisteet	7440-43-9	-	10 µg/l	galvanointi: 0,3 g/kg käsiteltyä kadmiumia

¹ pitoisuus liukoissa muodossa kuukausikeskiarvona laskettuna

LIITE 7/3

C) Vesiympäristölle vaaralliset aineet ja niiden ympäristölaatunormit

	Nimi	CAS-numero	EY-numero	Ympäristölaatunormi kokonaispitoisuus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l	Ympäristölaatunormi kokonaispitoisuus merivedessä ¹ , aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l
1.	pentabromidifenyylieetteri	32534-81-9	251-084-2		
2.	kadmium ja kadmiumyhdisteet	744-43-9	231-152-8	5	2,5
3.	ClO-I3-kloori alkaanit	85535-84-8	287-476-5		
4.	elohopea ja elohopeayhdisteet	7439-97-6	231-106-7	I	0,3
5.	pentaklooribentseeni	608-93-5	210-172-0		
6.	polyaromaattiset hiilivedyt	ei ole	ei ole		
	(bentso(a) pyreeni)	50-32-8	200-028-5		
	(bentso(b) fluoranteeni)	205-99-2	205-911-9		
	(bentso(g,h,i) peryleeni)	191-24-2	205-883-8		
	(bentso(k) fluoranteeni)	207-08-9	205-916-6		
	(indeno(1,2,3-cd)pyreeni)	193-39-5	205-893-2		
7.	tributyylitinayhdisteet (tributyylitinakationi)	688-73-3 36643-28-4	211-704-4 ei ole		
8.	nonyylifenoli ³ (4-(para)-nonyylifenoli)	25154-52-3 104-40-5	246-672-0 203-199-4	0,3	0,3
9.	nonyylifeno- lieto- ksylaattit, ^{2,3} ((C ₂ H ₄ O) _n C ₁₅ H ₂₄ O) ₂	9016-45-9	ei ole		

¹ merivesi käsittää vesilain (264/1961) 1 luvun 3 §:ssä tarkoitetun alueveden ja ympäristönsuojelulain (86/2000) 2 §:n 5 momentissa tarkoitetun talousvyöhykkeen.

² aine on vesipuitetdirektiivin liitteessä VIII tarkoitettu muu pilaava aine, joka on kansallisessa menettelyssä valittu.

³ nonyylifenolin ja nonyylifenolietoksyylaattien kokonaistoksisuus ei saa ylittää ympäristölaatumormia. Kokonaistoksisuus lasketaan kaavalla: = $\Sigma (C_i \times TEF)$

TEF = toksisuusekvivalenttikerroin

C_v = kunkin nonyylifenolisen yhdisteen pitoisuus

	toksisuusekvivalenttikerroin
nonyylifenoli	1
nonyylifenolimono- ja dietoksylaatit	0,5

D) Vesiympäristölle haitalliset aineet ja niiden ympäristölaatu

	Nimi	CAS-numero	EY-numero	Ympäristönläätynormi kokenaispitoisuus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l	Ympäristönläätynormi kokenaispitoisuus merivedessä ¹ , aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l	Ympäristönläätynormi kokenaispitoisuus talousveden ottoon taroitettuissa pintavedessä, aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l
1.	klooribentseeni ²	108-90-7	203-628-5	9,3	3,2	3
2.	1,2-diklooribentseeni ²	95-50-1	202-425-9	7,4	0,74	0,3
3.	1,4-diklooribentseeni ²	106-46-7	203-400-5	20	2	0,1
4.	bentsyylibutyyliftalaatti (BBP) ²	85-68-7	201-622-7	10	1,4	10
5.	dibutyyliftalaatti (DBP) ²	84-74-2	201-557-4	10	1	10
6.	resorsinoli (1,3-bentseenidioli) ²	108-46-3	203-585-2			
7.	(bentsotiatsoli-2-yyilitio) metyyliitosyanaatti (TCMTB) ²	21564-17-0	244-445-0			

LIITE 7/5

	Nimi	CAS-numero	EY-numero	Ympäristölaatu-normi kokonaispitoisuus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l	Ympäristölaatu-normi kokonaispitoisuus merivedessä ¹ , aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l	Ympäristölaatu-normi kokonaispitoisuus talousveden ottoon tarkoitettussa pintavedessä, aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l
8.	bentsotiatsoli-2-tioli (di(bentsotiatso- li-2-yyli)disulfidin (CAS 120-78-5) hajoamistuote) ²	149-30-4	205- 736-8			
9.	bronopoli (2-bro- mi-2-nitropropaani- 1,3-diol) ²	52-51-7	200- 143-0	4	0,4	4
10.	dimetoaatti2	60-51-5	200- 480-3	0,7	0,07	
11.	MCPA (4-kloori-2- metyyliifenoksi- kahappo) ²	94-74-6	202- 360-6	1,6	0,16	
12.	metamitroni (4- amino-3-metyyli-6- fenyyli-1,2,4-triar- siini-5-oni) ²	41394- 05-2	255- 349-3	32	3,2	
13.	prokloratsi (N- propyyli-N-[2- (2,4,6trikloori- fenoksi)etyyli]- 1H-imidatsoli-1- karboksamidi) ²	67747- 09-5	266- 994-5	1	0,1	
14.	etyleenitiourea (mankotsebin (CAS 8018-01-7) hajoa- mistuote) ²	96-45-7	202- 506-9	200	20	
15.	tribenuronimetyyli (metyyli-2-(3-(4- metoksi-6-me- tyyli-1,3,5-triat- siini-2-yyli)3-me- tyyliureidosulfo- nyyli)bentsoaatti) ²	101200- 48-0	401- 190-1	0.1	0.01	
16.	klorpyrifossi	2921- 88-2	220- 864-4			

	Nimi	CAS-numero	EY-numero	Ympäristölaatu-normi kokonaispitoisuus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l	Ympäristölaatu-normi kokonaispitoisuus merivedessä ¹ , aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l	Ympäristölaatu-normi kokonaispitoisuus talousveden ottoon tarkoitettussa pintavedessä, aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l
17.	alakloori	15972-60-8	240-110-8			
18.	atratsiini	1912-24-9	217-617-8			
19.	klorfenvinfossi	470-90-6	207-432-0			
20.	simatsiini	122-34-9	204-535-2			
21.	trifluraliini	1582-09-8	216-428-8			
22.	endosulfaani (alfa-endosulfaani)	115-29-7 959-98-8	204-079-4 ei ole			
23.	diuroni	330-54-1	206-354-4			
24.	isoproturoni	34123-59-6	251-835-4			
25.	antraseeni	120-12-7	204-371-1			
26.	bentseeni	71-43-2	200-753-7			
27.	di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP)	117-81-7	204-211-0			
28.	dikloorimetaani (metyleenikloridi)	75-09-2	200-838-9			
29.	fluoranteeni	206-44-0	205-912-4			
30.	lyijy- ja lyijy-yhdisteet	7439-92-1	231-100-4			
31.	naftaleeni	91-20-3	202-049-5			
32.	oktyylifenolit (para-tert-oktyylifenolit)	1806-26-4 140-66-9	217-302-5 ei ole			

LIITE 7/7

	Nimi	CAS-numero	EY-numero	Ympäristönlautu-normi kokonaispitoisuus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l	Ympäristönlautu-normi kokonaispitoisuus merivedessä ¹ , aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l	Ympäristönlautu-normi kokonaispitoisuus talousveden ottoon tarkoitettussa pintavedessä, aritmeettinen vuosikeski-arvo; µg/l
33.	nikkeli ja nikkeliyhdisteet	7440-02-0	231-111-4			
34.	bromatut difenyylietterit	ei ole	ei ole			

¹ merivesi käsittää vesilain (264/1961) 1 luvun 3 §:ssä tarkoitetun alueveden ja ympäristönsuojelulain (86/2000) 2 §:n 5 momentissa tarkoitetun talousvyöhykkeen

² aine on vesipuitelidirektiivin liitteessä VIII tarkoitettu muu pilaava aine, joka on kansallisessa menettelyssä valittu

Liite 8

ARVIOINNIN ERI VAIHEISSA KOHTEESTA KUVATTAVAT TIEDOT

Luku	Sisältö	Arvioinnin vaihe			Esitystapa
		arviointi- tarpeen tunnista- minen	perus- arviointi	tarken- nettu arviointi	
					myös kartta, poikki- leikkaus tmv.
I	Johdanto				
	arvioinnin kohde	x	x	x	
	arvioinnin tilaaja	x	x	x	
	arvioinnin laatija	x	x	x	
	arvioinnin syy	x	x	x	
	arvioinnin tarkoitus	x	x	x	
2	Kohteen tiedot				
2.1	Kohteen perustiedot				
	sijainti	x	x	x	x
	omistus- ja hallintasuhteet	x	x	x	
	rajaukset ja koko	x	x	x	x
2.2	Toimintahistoria				
	toiminnan kuvaus (esim. prosessit)	x	x	x	o
	käytetyt ja varastoidut haitalliset aineet	x	x	x	
	haitallisten aineiden käyttötarkoitus, -ajat ja -määrät	x	x	x	
	alueella syntyneet jätteet	x	x	x	
	alueelle tuodut jätteet	x	x	x	
	alueella tapahtuneet maansiirrot ja täytöt	x	x	x	x
2.3	Maankäyttö kohteessa ja lähialueella				
	kaavoitustilanne ja kaavamerkintä	x	x	x	o
	alueen todellinen maankäyttö	x	x	x	
	erityisluonne, kuten luonnonsuojelualue tai muu mahdollisesti herkkä kohde	x	x	x	o

Luku	Sisältö	Arvioinnin vaihe			Esitys- tapa
		arviointi- tarpeen tunnista- minen	perus- arvionti	tarken- nettu arviointi	
					myös kartta, poikki- leikkaus tmv.
	maankäytön suunnitteilla olevat muutokset		x	x	
	rakennukset, rakenteet, päällysteet, viheralueet ja kasvillisuus		x	x	o
	lähialueiden maankäyttö		x	x	o
3	Maaperä-, pohjavesi- ja pintavesi- tiedot				
3.1	Maaperäolosuhteet				
	maanpinnan taso	x	x	x	x
	kalliopinnan taso		x	x	
	maaperän alkuperä: täyttömaata vai luonnonmaata	x	x	x	
	maalajit		x	x	
	maakerrosten järjestys ja paksuus		x	x	x
	muut ominaisuudet kuten pH, orgaanisen hiilen ja hienoaineksen pitoisuus tai veden läpäisevyys		o	x	
	arvio haitta-aineiden taustapitoisuu- desta	x	x	x	
3.2	Pohjavesi				
	etäisyys pohjavesialueeseen	x	x	x	x
	pohjavesialueen yleistiedot (luokka, numero, laatu)	x	x	x	
	etäisyys ottamoon, lähteeseen tai kaivoon		o	o	o
	pohjaveden käyttö	x	x	x	
	pohjaveden pinnan taso, painetaso		o	o	o
	mahdollisen orsivesipinnan taso		o	o	o
	pohjaveden virtaussuunta (ja -nopeus)		o	o	o
	pohjaveden purkautumispaikat		o	o	o
	alueella muodostuvan pohjaveden määrä		o	o	

Luku	Sisältö	Arvioinnin vaihe			Esitys- tapa
		arviointi- tarpeen tunnista- minen	perus- arviointi	tarken- nettu arviointi	
	arvio haitta-aineiden taustapitoisuu- desta		o	o	myös kartta, poikki- leikkaus tmv.
3.3	Pintavedet ja vesistöt				
	etäisyys lähimpään vesistöön	x	x	x	x
	vesistön käyttö ja mahdollinen erityisluonne (uimaranta, kalastusalue tmv.)		o	o	
	arvio valumavesien määrästä		o	o	
	arvio haitta-aineiden taustapitoisuu- desta		o	o	
4	Haitta-aineselvitykset				
4.1	Tutkimukset				
	aikaisemmat tutkimukset	x	x	x	
	näytteenottoaikat	x	x	x	x
	käytetyt näytteenotto-, esikäsittely- ja analyysimenetelmät	x	x	x	
	kenttähavainnot	x	x	x	
	näytteiden edustavuus	x	x	x	
	mittaustulosten epävarmuus	x	x	x	
	mittaustulokset, maksimipitoisuudet	x	x	x	
	mittaustulosten keskiluvut, vaihteluvälit		x	x	
4.2	Vertailu kynnys- ja ohjearvoihin				
	kynnsarvojen soveltuvuus arviointiin	x	x	x	
	perustelut vertailussa käytettäville taustapitoisuuksille	x	x	x	
	vertailu kynnysarvoihin ja tausta- pitoisuuteen	x	x	x	
	ohjearvojen soveltuvuus pilaantu- neisuuden arviointiin	x	x	x	
	perustelut vertailussa käytettävien ohjearvojen valinnalle		x	x	

Luku	Sisältö	Arvioinnin vaihe			Esitys- tapa
		arviointi- tarpeen tunnista- minen	perus- arviointi	tarken- nettu arviointi	
	perustelut laskettujen tunnuslukujen käytölle		o	o	
	vertailu ohjearvoihin		x	x	
	kriittisten haitta-aineiden valinta		x	x	
4.3	Vertailu muihin ohje- ja viitearvoihin				
	perustelut arvioinnin tarpeesta	o	o	o	
	viitearvojen soveltuvuus ko. kohteessa	o	o	o	
	vertailu viitearvoihin		o	o	
	kriittisten haitta-aineiden valinta		o	o	
4.4	Kriittisten haitta-aineiden ominaisuudet ja esiintyminen				
	ominaisuudet (kulkeutuvuus, pysyvyys, toksisuus jne.)		x	x	
	yhteisvaikutukset		o	o	
	pitoisuudet alueen maaperän eri osissa (laajuus ja syvyys)		x	x	x
	pitoisuudet muissa ympäristönosissa (pohja- ja pintavesi, ilma, eliöt)		x	x	
	kokonaismäärät alueella		x	x	
	määrät osa-alueittain		o	o	
	määrät ympäristön eri osissa (maa, vesi, ilma)		o	o	
5	Käsitteellinen malli				
	haitta-aineiden esiintyminen (lähde)		x	x	o
	kulkeutumisreitit		x	x	o
	altistujat ja altistustavat		x	x	o
6	Kulkeutumisriskin arviointi				
	arvioinnin rajaukset		x	x	
	arvioinnin lähtötiedot ja -oletukset			o	
	arviointimenetelmät			o	

Luku	Sisältö	Arvioinnin vaihe			Esitystapa
		arviointi-tarpeen tunnistaminen	perus-arvointi	tarkennettu arviointi	
	arvio pitoisuuksista eri ympäristön osissa			o	
	arvio alueen ulkopuolelle kulkeutuvasta haitta-aineen määrästä			o	
	käytettyjen laskentamenetelmien teoreettinen perusta (kuten reittien laskentayhtälöt)			o	
	käytettyjen kirjallisuustietojen viitteet			o	
	arviointiin liittyvä epävarmuus		x	x	
	kulkeutumisriskin kuvaus		x	x	
7	Terveysriskin arviointi				
	arvioinnin rajaukset		x	x	
	arvioinnin lähtötiedot ja -oletukset			o	
	arviointimenetelmät			o	
	lasketut annokset altistusreittikohtaisesti			o	
	eri altistusreittien kautta laskettu kokonaisannos			o	
	tulosten kannalta merkittävimpien altistusreittien laskentayhtälöt			o	o
	tulosten kannalta merkittävimpien laskentaparametrien arvot			o	
	arvioinnissa käytetyt terveysperusteiset viitearvot			o	
	arvio tausta-altistuksesta			o	
	käytettyjen kirjallisuustietojen viitteet			o	
	arviointiin liittyvä epävarmuus		x	x	
	terveysriskien kuvaus		x	x	
8	Ekologisen riskin arviointi				
	arvioinnin rajaukset		x	x	
	arvioinnin lähtötiedot ja -oletukset			o	
	arviointimenetelmät			o	
	tehdyt tutkimukset ja niiden tulokset			o	

LIITE 8/6

Luku	Sisältö	Arvioinnin vaihe			Esitystapa
		arviointitarpeen tunnistaminen	perusarviointi	tarkennettu arviointi	
					myös kartta, poikkeileikkaus tmv.
	arvioinnissa käytetyt ekologiset viite- ja vertailuarvot			o	
	käytettyjen lähtötietojen kirjallisuuslähteet			o	
	arviointiin liittyvä epävarmuus		x	x	
	ekologisen riskin kuvaus		x	x	
9	Johtopäätökset				
	arviointitarpeen tunnistaminen	x			
	arviointiin liittyvä epävarmuus	x	x	x	
	arvio pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeesta		x	x	
	jatkotoimenpidesuosituks	x	x	x	
	Merkkien selitykset				
	x = tekijä/asia aina kuvattava ko. arvioinnin vaiheessa				
	o = tekijä/asia tarvittaessa kuvattava ko. arvioinnin vaiheessa				

Liite 9

MAAPERÄN HAITTA-AINEIDEN TAUSTAPITOISUUSTUTKIMUSTEN TILASTOT 2005

Aikuaineiden ja orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet Helsingin pilaantumattoman luonnonmaan ylimmissä kerroksissa:
Näytteenotto 1996-2005, analyysit Helsingin kaupungin ympäristölaboratorio

Näytteet on otettu 206 pisteestä luonnonmaa-alueita kattavasti koko Helsingistä.

A-näyte edustaa koko eloperäistä pintakerrosta tai sen 10 cm:n ylintä osaa.

B-näyte edustaa 40 cm:n mineraalimaakerrosta A-kerroksen alla.

Pitoisuusyksikkö: mg/kg

Alle määritysrajan olevat pitoisuudet on merkitty luvuksi 0,5 x määritysraja.

ELOPERÄISET MAALAJIT

A-NÄYTTEET			Tavallisimmat maaperän haitta-aineet													
Maalaji	Funktio	cm	PCB	PAH	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Mo	Pb	Sb	V	Zn
Humusmaa	Keskiarvo	9	0,141	5,82	4,0	0,29	2,19	13,4	21,0	0,264	9,9	0,97	72,7	1,6	22,7	61,3
	Mediaani	8	0,070	2,00	3,5	0,22	1,50	11,0	15,0	0,200	8,2	0,50	59,0	1,0	20,0	46,5
	Suurin	26	1,600	89,00	28,0	1,10	25,00	72,0	290,0	4,500	53,0	5,80	290,0	12,7	78,0	300,0
	Pienin	2	0,000	0,05	0,5	0,05	0,15	0,2	1,4	0,027	0,7	0,50	4,8	0,3	3,4	9,8
	Lukumaara	161	99	41	161	161	161	161	161	161	161	79	158	142	161	160
Multamaa	Keskiarvo	14	0,246	3,54	4,5	0,49	5,34	34,1	33,2	0,497	16,6	1,75	61,8	0,8	39,1	94,3
	Mediaani	13	0,050	4,01	4,1	0,34	2,60	28,5	29,5	0,190	14,5	1,90	54,0	0,5	35,5	99,0
	Suurin	37	1,400	4,20	9,2	2,90	25,00	110,0	140,0	3,300	45,0	2,00	130,0	1,6	99,0	210,0
	Pienin	6	0,008	2,41	1,8	0,14	0,15	3,6	7,5	0,026	4,4	1,20	18,0	0,2	14,0	20,0
	Lukumaara	20	11	3	20	20	20	20	20	19	20	4	20	15	20	20
Turve	Keskiarvo	9	0,240		2,8	0,67	1,60	8,5	32,1	0,328	8,9	0,50	96,8	2,0	21,1	51,7
	Mediaani	10	0,240		2,7	0,56	1,65	7,5	21,9	0,330	9,5	0,50	102,0	1,8	18,9	65,0
	Suurin	10	0,240		4,0	1,50	3,00	15,0	69,0	0,510	11,0	0,50	140,8	3,2	31,0	78,0
	Pienin	4	0,240		2,0	0,35	0,30	4,3	14,0	0,140	5,8	0,50	44,0	0,5	13,0	21,0
	Lukumaara	6	1	0	6	6	6	6	6	6	6	1	6	5	6	5
KAIKKI ELO- PERÄISET PINTA- MAALAJIT	Keskiarvo	10	0,152	5,67	4,1	0,32	2,51	15,5	22,6	0,290	10,6	1,00	72,3	1,5	24,4	64,6
	Mediaani	10	0,070	2,11	3,5	0,24	1,60	11,0	16,0	0,200	8,6	0,76	58,5	1,0	21,0	48,0
	Suurin	37	1,600	89,00	28,0	2,90	25,00	110,0	290,0	4,500	53,0	5,80	290,0	12,7	99,0	300,0
	Pienin	2	0,000	0,05	0,5	0,05	0,15	0,2	1,4	0,026	0,7	0,50	4,8	0,2	3,4	9,8
	Lukumaara	187	111	44	187	187	187	187	187	188	187	84	184	162	187	185

MINERAALIMAALAJIT

B-NÄYTTEET		Tavallisimmat maaperän haitta-aineet														
Maalaji	Funktio	PCB	PAH	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Mo	Pb	Sb	V	Zn	
Hiekka ja sora	Keskiarvo	0,028	0,14	3,2	0,11	1,59	13,4	8,3	0,096	4,6	0,74	10,0	0,7	17,9	24,3	
	Mediaani	0,026	0,14	2,7	0,08	1,50	12,0	6,3	0,050	4,2	0,50	5,7	0,5	17,0	19,0	
	Suurin	0,035	0,20	22,0	1,50	4,90	70,0	70,0	4,100	19,0	1,90	160,0	2,8	47,0	100,0	
	Pienin	0,025	0,08	0,5	0,01	0,15	0,2	2,2	0,003	0,1	0,38	0,5	0,2	2,7	2,2	
	Lukumaara	4	5	129	129	129	129	129	129	129	61	129	112	129	129	
Moreeni	Keskiarvo			4,3	0,08	2,46	19,7	8,5	0,061	6,2	1,12	8,8	0,7	22,3	29,2	
	Mediaani			3,6	0,06	2,20	18,0	7,0	0,050	5,7	0,89	5,8	0,5	21,6	24,0	
	Suurin			31,0	0,30	8,90	50,0	22,0	0,450	18,0	3,10	23,0	2,3	44,0	82,0	
	Pienin			0,5	0,03	0,15	8,3	3,2	0,009	0,2	0,50	2,6	0,5	3,2	13,0	
	Lukumaara	0	0	36	36	36	36	36	36	36	16	36	34	36	36	
Savi ja silti	Keskiarvo			7,4	0,14	13,31	62,8	26,2	0,050	27,7	1,20	19,2	0,6	65,2	91,9	
	Mediaani			5,9	0,09	12,00	68,0	25,3	0,050	28,0	0,95	16,5	0,5	64,0	96,5	
	Suurin			17,0	0,37	36,00	91,0	46,0	0,145	56,0	2,90	56,0	1,0	110,0	130,0	
	Pienin			2,9	0,02	1,40	16,0	6,8	0,008	5,2	0,50	2,9	0,2	22,0	15,0	
	Lukumaara	0	0	18	18	18	18	18	18	18	8	18	15	18	18	
KAIKKI MINE- RAALI- MAALAJIT	Keskiarvo	0,028	0,14	3,8	0,10	2,91	19,5	10,1	0,084	7,2	0,85	10,7	0,7	23,4	31,9	
	Mediaani	0,026	0,14	3,2	0,08	1,80	14,0	6,7	0,050	4,6	0,50	6,1	0,5	18,0	21,0	
	Suurin	0,035	0,20	31,0	1,50	36,00	91,0	70,0	4,100	56,0	3,10	160,0	2,8	110,0	130,0	
	Pienin	0,025	0,08	0,5	0,01	0,15	0,2	2,2	0,003	0,1	0,38	0,5	0,2	2,7	2,2	
	Lukumaara	4	5	183	183	183	183	183	183	183	85	183	161	183	183	

(Lähde: Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 2006.)

HAITTA-AINEIDEN LUOKITTELU YMPÄRISTÖ- OMINAISUUKSIEN PERUSTEELLA

Taulukko A.

Haitta-aineen akuutti myrkyllisyys nisäkkäille nieltynä (oraali) ja ihon kautta (dermaali) sekä hengitettynä (inhalaatio) (Nikunen 2002).

Välitön, nieltynä LD ₅₀ , (mg/kg ruumiinpaino)	Välitön, ihon LD ₅₀ , (mg/kg ruumiinpaino)	Välitön, hengitettynä LC ₅₀ (mg/l ilmaa, 4h), liuottimet, höyryt	Välitön, hengitettynä, LC ₅₀ (mg/l ilmaa, 4h), aerosolit, hiukkaset	Ryhmittely
< 25	< 50	< 0,5	< 0,25	erittäin myrkyllistä
25 – 200	50 - 400	0,5 - 2	0,25 - 1	myrkyllistä
200 - 2000	400 - 2000	2 - 20	1 - 5	haitallista
> 2000	> 2000	> 20	> 5	hyvin lievästi myrkyllistä

Taulukko B.

Haitta-aineen akuutti ja pitkäaikainen myrkyllisyys vesieliöille (leville, kaloille ja vesikirpuille) (Nikunen 2002).

Akuutti myrkyllisyys LC/EC/IC ₅₀ , mg/l	Pitkäaikainen myrkyllisyys NOEC, mg/l	Ryhmittely
< 1	<0,1	erittäin myrkyllistä
1 – 10	0,1 - 1	myrkyllistä
10 – 100	1 - 10	haitallista
> 100	> 10	hyvin lievästi myrkyllistä

Taulukko C. Haitta-aineen myrkyllisyys lieroille, linnuille ja mehiläisille (Nikunen 2002).

Liero	Lintu, akuutti, nielty	Lintu, ruokintakoe	Mehiläinen, akuutti, oraali	Ryhmittely
LC50, mg/kg*	LD50, mg/kg	LC50, mg/kg**	LD50, µg/eliö	
< 1	< 10	< 50	< 0,1	erittäin myrkyllistä
1 – 10	10 – 50	50 – 500	0,1 – 1	myrkyllistä
10 – 100	50 – 500	500 – 1000	1 – 10	kohtalaisen myrkyllistä
100 – 1000	500 – 2000	1000 – 5000	10 – 100	lievästi myrkyllistä
> 1000	> 2000	> 5000	> 100	hyvin lievästi myrkyllistä

* mg/kg maata (kuivapaino)

** mg/kg ravintoa

muut mg/eliön painokilo

Taulukko D. Haitta-aineiden hajoavuuden luokittelu puoliintumisajan (T_{50}) perusteella (Nikunen 2002).

nopeasti hajoava	$T_{50} < 1$ viikko
kohtalaisen nopeasti hajoava	$T_{50} 1$ viikko – 1 kuukausi
kohtalaisen hitaasti hajoava	$T_{50} 1 - 3$ kuukautta
hitaasti hajoava	$T_{50} 3 - 8$ kuukautta

Taulukko E.

Haitta-aineiden luokittelu vesiliukoisuuden perusteella (Nikunen 2002).

Vesiliukoisuus S (mg/l)	Ryhmittely
> 1000	hyvin liukeneva
10 – 1000	liukeneva
0,1 – 10	niukkaliukoinen
< 0,1	hyvin niukkaliukoinen

Taulukko F.

Haitta-aineiden luokittelu kulkeutuvuuden perusteella. Jakaantumiskerroin veden ja orgaanisen hiilen välillä K_{oc} ja adsorptiokerroin K_d . K_d -arvo on esimerkki maalle, joka sisältää 1,5 % orgaanista hiiltä (Nikunen 2002).

K_{oc} -arvo	K_d -arvo	Ryhmittely
< 50	< 0,75	erittäin kulkeutuva
50 – 150	0,75 - 2,25	helposti kulkeutuva
150 - 500	2,25 - 7,5	kohtalaisen kulkeutuva
500 - 2000	7,5 - 30	hieman kulkeutuva
2000 - 5000	30 - 75	heikosti kulkeutuva
> 5000	> 75	kulkeutumaton

LIITE 10/2

Taulukko G.

Haitta-aineiden haihtuvuuden luokittelu höyrynpaineen perusteella (Nikunen 2002).

Höyrynpaine Pa (20 – 25 °C)	Ryhmittely
>100	erittäin haihtuva
I – 100	haihtuva
10^{-2} – I	kohtalaisen haihtuva
10^{-4} – 10^{-2}	heikosti haihtuva
< 10^{-4}	hyvin heikosti haihtuva

Taulukko H.

Haitta-aineiden haihtuvuus vesiliuoksesta (Nikunen 2002).

Henryn lain vakio atm m ³ /mol	Henryn lain vakio Pa m ³ /mol	Haihtuvuus vesiliuoksesta
> 10^{-3}	> 100	erittäin helposti haihtuva
10^{-5} – 10^{-3}	I – 100	helposti haihtuva
10^{-7} – 10^{-5}	0,01 - I	heikosti haihtuva
< 10^{-7}	< 0,01	hyvin heikosti haihtuva

Taulukko I.

Haitta-aineen kertyvyyden luokittelu n-oktanoli-vesi –jakautumiskertoimen (K_{ow}) ja biokonsentraatiokertoimen (BCF) perusteella (Nikunen 2002).

K_{ow}	log K_{ow}	BCF	Ryhmittely
> 1000	> 3	> 100	hieman kertyvää*
> 10 000	> 4	> 2000	kohtalaisen kertyvää
> 100 000	> 5	> 5000	erittäin kertyvää**

* luokitteluperusteena myös R53 (" voi aiheuttaa pitkäaikaisia haittavaikutuksia vesiympäristössä")

** raja myös VB –yhdisteille (= very bioaccumulative)

Liite II

WHO:N TOKSISUUSEKVIVALENSSIKERTOIMET DIOKSIINEILLE JA PCB-YHDISTEILLE

Ihmisille aiheutuvan riskin arvioinnissa käytettävät WHO:n toksisuusekvivalenssikertoimet (TEF), jotka perustuvat Tukholmassa 15.– 18. kesäkuuta 1997 pidetyn Maailman terveysjärjestön (WHO) kokouksen päätelmiin (Van den Berg et al., 1998, Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and for Wildlife. Environmental Health Perspectives, 106(12), 775)

Käytetyt lyhenteet: T = tetra; Pe = penta; Hx = heksa; Hp = hepta; O = okta; CDD = klooridibentsodioksiini; CDF = klooridibentsofuraani; CB = klooribifenyyli.

Yhdiste	TEF-arvo
<i>Dibentso-para-dioksiinit (PCDD:t)</i>	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01
OCDD	0,0001
<i>Dibentsofuraanit (PCDF:t)</i>	
2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
OCDF	0,0001

LIITE II/2

Yhdiste	TEF-arvo
<i>Dioksiinin kaltaiset PCB-yhdisteet: ei-orto-PCB-yhdisteet ja mono-orto-PCB-yhdisteet</i>	
<i>Ei-orto-PCB-yhdisteet</i>	
PCB 77	0,0001
PCB 81	0,0001
PCB 126	0,1
PCB 169	0,01
<i>Mono-orto-PCB-yhdisteet</i>	
PCB 105	0,0001
PCB 114	0,0005
PCB 118	0,0001
PCB 123	0,0001
PCB 156	0,0005
PCB 157	0,0005
PCB 167	0,00001
PCB 189	0,0001

Liite 12

MAAPERÄN KYNNYS- JA OHJEARVOJEN
PERUSTANA OLEVAT VIITEARVOT

Tässä liitteessä esitettyjen viitearvojen soveltaminen edellyttää viitearvojen määrittämis- perusteisiin tutustumista ja tapauskohtaista arviointia. Viitearvojen määrittämis- perusteita on selostettu tarkemmin Suomen ympäristökeskuksen julkaisussa¹.

Taulukko 1.

Kynnys- ja ohjearvojen perustaksi määritetyt ekologist viitearvot (SVP, SHP_{eko} ja SHPT_{eko}) ja näi- den määrittämisessä käytetyt menetelmät. AK = määritetty arviointikertoimella, T = määritetty tilastollisesti herkkyysjakaumalta, EqP = määritetty vesiliötestien tuloksista tasapainojakautumis- kertoimella.

Aine	SVP [mg.kg ⁻¹]	SHP _{eko} [mg.kg ⁻¹]	SHPT _{eko} [mg.kg ⁻¹]	Menetelmä
Antimoni	0,2	26	52	AK
Arseeni	0,9	56	250	AK/AK/T
Barium	180	730	1460	T
Elohopea, epäorgaaninen	1,9	36	73	T
Elohopea, orgaaninen	0,037	3,7	7,4	AK
Kadmium	0,79	12	150	T
Koboltti	2,4	170	250	AK/T/T
Kromi (Cr ³⁺)	0,38	120	210	AK/AK/T
Kupari	3,4	125	192	T
Lyijy	55	490	750	T
Molybdeeni	39	190	270	T
Nikkeli	0,26	65	120	AK
Seleeni	0,1	4,5	9	EqP
Sinkki	16	210	340	T
Vanadiini	1,1	77	144	EqP
MTBE	2	34	68	EqP
Bentseeni	1,5	180	360	EqP
Tolueeni	0,14	47	94	AK
Etylibentseeni	6,2	400	800	EqP
Ksyleenit (summa)	0,13	17	34	EqP
Antraseeni	0,039	1,6	3,2	EqP
Bentso(a)antraseeni	0,025	2,5	5	AK
Bentso(a)pyreeni	0,052	7	14	AK

¹ Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämis- perusteet.

LIITE 12/2

Aine	SVP [mg.kg ⁻¹]	SHP _{eko} [mg.kg ⁻¹]	SHPT _{eko} [mg.kg ⁻¹]	Menetelmä
Bentso(k)fluoranteeni	0,38	38	76	EqP
Fenantreeni	3,3	31	62	EqP
Fluoranteeni	1	260	520	EqP
Naftaleeni	0,12	17	34	EqP
PAH _{tot}	0,2	15	30	geom. ka.
PCB	0,18	14	28	AK/EqP/EqP
PCDD-PCDF-PCB				
Dikloorimetaani	0,018	3,9	7,8	EqP/AK/AK
Vinyylidikloridi	-	-	-	-
Dikloorieteenit	0,28	65	130	EqP
Trikloorieteeni	0,0078	2,5	5	AK
Tetrakloorieteeni	0,05	16	32	EqP/AK/AK
Triklooribentseenit	0,04	11	22	EqP/AK/AK
Tetraklooribentseenit	0,022	2,2	4,4	AK
Pentaklooribentseeni	0,28	16	32	AK/EqP
Heksaklooribentseeni	0,024	2	4	EqP
Monokloorifenolit	0,034	5,4	10,8	EqP/AK
Dikloorifenolit	0,053	22	44	EqP/AK
Trikloorifenolit	0,17	22	44	EqP/AK
Tetrakloorifenolit	0,05	21,5	43	EqP/AK
Pentakloorifenoli	0,16	12	175	AK/AK/T
Atratsiini	0,0048	0,71	1,42	AK/EqP/EqP
DDT	0,01	1	2	AK
Dieldriini	0,038	0,22	0,44	EqP/AK/AK
Endosulfaani	0,001	0,5	1	EqP
Heptakloori	0,0007	0,15	0,3	AK/EqP/EqP
Lindaani	0,001	1,2	2,4	AK
TBT	0,013	0,56	1,12	EqP
TPT	0,001	0,9	1,8	EqP

Taulukko 2.

Ohjearvojen perustaksi määritetyt terveysterveiset viitearvot (SHP_{ter} , SHPT_{ter}) ja merkittävimpien altistusreittien osuus lasketusta kokonaisaltituksesta näissä arvoissa.

Aine	SHP_{ter} [mg.kg ⁻¹]	Maan- syönti	Ravin- tokas- vit	Sisä- ilma	SHPT_{ter} [mg.kg ⁻¹]	Maan- syönti	Sisä- ilma
Antimoni	8,8	2,4	97,5	<1	1170	99,4	<1
Arseeni	424	46,6	53	<1	2920	99,4	<1
Barium	6490	2,4	97,5	<1	>10 000	99,4	<1
Elohopea	43	46,6	53	<1	292	99,4	<1
Kadmium	25	5,4	94,5	<1	1460	99,4	<1
Koboltti	592	46,6	53	<1	4100	99,4	<1
Kromi	3190	70,2	29,2	<1	>10 000	99,4	<1
Kupari	>10 000	14,4	85,5	<1	>10 000	99,4	<1
Lyijy	212	85,5	14,3	<1	5260	99,4	<1
Molybdeeni	1430	15,7	84,1	<1	>10 000	99,4	<1
Nikkeli	1190	17,8	82,1	<1	4960	99,4	<1
Seleen	75	1,7	98,3	<1	>10 000	99,4	<1
Sinkki	>10 000	8,6	91,3	<1	>10 000	99,4	<1
Vanadiini	436	5,3	94,6	<1	>10 000	99,4	<1
MTBE	53	<1	8,5	91,0	267	<1	100,0
Bentseeni	0,2	<1	3,7	94,9	0,96	<1	99,9
Tolueneeni	6,7	<1	6,8	91,7	28	<1	99,9
Etylibent- seeni	10	<1	9,2	88,1	54	<1	99,9
Ksyleenit	18	<1	14,0	82,9	99	<1	99,9
Antraseeni	7160	19,6	4,7	13,1	>10 000	61,6	25,7
Bentso(a) antraseeni	30	6,6	91,1	<1	1230	82,7	<1
Bentso(a) pyreeni	2,6	5,8	92,3	<1	125	82,7	<1
Bentso(k) fluoranteeni	340	74,4	7,1	<1	1250	82,9	<1
Fenantreeni	3300	8,4	50,1	9,7	>10 000	51,6	37,7
Fluoranteeni	450	9,9	82,6	3,3	>10 000	76,4	7,9
Naftaleeni	66	<1	66,8	29,1	1370	1,1	98,6
PCB	0,063	<1	98,7	<1	193	65,7	20,7
PCDD- PCDF-PCB	0,000020	1,1	98,5	<1	0,0046	77,5	6,5

LIITE 12/4

Aine	SHPT _{ter} [mg.kg ⁻¹]	Maan- syöinti	Ravin- tokas- vit	Sisä- ilma	SHPT _{ter} [mg.kg ⁻¹]	Maan- syöinti	Sisä- ilma
Dikloorime- taani	1,4	<1	3,4	95,9	6,6	<1	99,9
Vinyyli- kloridi	0,000064	<1	<1	99,9	0,00030	<1	99,9
Dikloori- eteenit	0,045	<1	<1	99,6	0,20	<1	99,9
Triklloori- eteeni	1,7	<1	4,0	95,0	8,5	<1	99,9
Tetrakloori- eteeni	0,4	<1	4,1	95,6	2,0	<1	99,9
Triklloori- bentseenit	3,7	<1	30,0	68,3	25	<1	99,8
Tetrakloori- bentseenit	0,37	<1	75,5	22,4	7,3	<1	99,0
Pentak- looribent- seeni	1,56	<1	79,8	19,4	15	<1	99,2
Heksa- klooribent- seeni	0,032	<1	99,1	<1	7,5	15,3	81,5
Monokloori- fenolit	6,0	<1	56,4	43,4	64	<1	99,4
Dikloori- fenolit	4,2	<1	81,6	17,5	111	1,3	98,4
Triklloori- fenolit	12	1,4	89,1	6,6	592	22,3	73,1
Tetrakloori- fenolit	170	<1	79,3	15,0	>10 000	26,2	68,3
Pentakloori- fenoli	12	<1	49,9	29,8	1800	20,1	75,8
Atratsiini	5,4	2,9	94,9	<1	>10 000	76,7	7,5
DDT	3,9	<1	98,8	<1	1240	82,3	<1
Dieldriini	1,2	1,3	91,4	5,8	174	32,6	55,9
Endosulfaani	390	6,8	33,8	20,9	>10 000	31,6	61,9
Heptakloori	0,16	<1	80,5	18,2	3,7	5,8	93,0
Lindaani	0,049	<1	80,8	15,6	3,6	3,1	96,3
TBT	5,3	1,9	89,7	6,6	555	60,0	27,6
TPT	14	5,1	81,6	10,4	338	38,2	53,9

Taulukko 3.

Kynnysarvojen perustaksi juomavetenä käytettävän pohjaveden pilaantumiskriisien perusteella määritetyt viitearvot (SVP_{pv}). K_d = maa-vesi –jakautumiskerroin, RfC_{pv} = sallittu enimmäispitoisuus juomavetenä käytettävässä pohjavedessä, RfC = terveysperusteinen sallittu enimmäissaantiarvo (TDI tai CR_{oral}), K_{oc} = jakautumiskerroin orgaanisen hiilen ja veden välillä. Sallittuna enimmäispitoisuutena pohjavedessä on käytetty ensisijaisesti sosiaali- ja terveysministeriön asettamia enimmäispitoisuuksia talousvedelle (461/2000 ja 401/2001) ja toissijaisesti WHO:n enimmäispitoisuuksia juomavedelle². Niiden aineiden osalta, joille enimmäispitoisuuksia ei ole annettu, vastaava pitoisuus on määritetty aineen TDI - tai CR_{oral} -arvon perusteella.

Aine	SVP_{pv} [mg·kg ⁻¹]	K_d [L·kg ⁻¹]	RfC_{pv} [μg·L ⁻¹]	RfC [μg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹]	log- K_{oc}	RfC_{pv} :n perustana
Antimoni	4,3	85	5			STM
Arseeni	10	100	10			STM
Barium	420	60	700			WHO 2004
Elohopea	5	500	1			STM
Kadmium	5	100	5			STM
Koboltti	4,2	100	4,2	1,4		TDI
Kromi	1000	2000	50			STM
Kupari	10000	500	2000			STM
Lyijy	100	1000	10			STM
Molybdeeni	14	20	70			WHO 2004
Nikkeli	40	200	20			STM
Seleen	2	20	10			STM
Sinkki	3000	200	1500	500		TDI
Vanadiini	83	200	27	9		TDI
MTBE	3,6	0,13	2700	900	1,13	TDI
Bentseeni	0,0074	0,74	1		1,87	STM
Tolueeni	8,6	1,23	700		2,09	WHO 2004
Etylibentseeni	10	3,39	300		2,53	WHO 2004
Ksyleenit (summa)	13	2,57	500		2,41	WHO 2004
Antraseeni	240	199,53	120	40	4,30	TDI
Bentso(a) antraseeni	925	6165,95	15	5		CR_{oral}
Bentso(a) pyreeni	0,66	6606,93	0,01		5,82	STM
Bentso(k) fluoranteeni	17	17378,01	0,1		6,24	STM
Fenantreeni	204	169,82	120	40	4,23	TDI

² WHO. 2004. Guidelines for drinking-water quality.

LIITE 12/6

Aine	SVP _{pv} [mg· kg ⁻¹]	K _d [L·kg ⁻¹]	RfC _{pv} [μg·L ⁻¹]	RfC [μg· kg ⁻¹ d ⁻¹]	log- K _{oc}	RfC _{pv} :n perustana
Fluoranteeni	227	1513,56	15	5	5,18	CR _{oral}
Naftaleeni	11	9,55	120	40	2,98	TDI
PCBt	0,95	3162,28	0,03	0,01	5,50	TDI
PCDD-PCDF- PCB	0,00049	4073,80	0,000012	0,000004	5,61	TDI
Dikloorimetaani	0,30	0,17	180	60	1,22	TDI
Vinyylikloridi	0,0018	0,36	0,5		1,56	STM
Dikloorieteenit	0,12	0,66	18	6	1,82	TDI
Trikloorieteenit	0,11	1,15	10		2,06	STM, TCE+PCE
Tetrakloori- eteenit	0,26	2,63	10		2,42	STM, TCE+PCE
Triklooribent- seenit	7,3	30,20	24	8	3,48	TDI
Tetraklooribent- seenit	0,51	56,23	0,9	0,3	3,48	TDI
Penta- klooribentseeni	2,0	83,18	2,4	0,8	3,92	TDI
Heksa- klooribentseeni	0,055	114,82	0,048	0,016	4,06	TDI
Monokloori- fenolit	0,21	1,38	9	5	2,14	TDI
Dikloorifenolit	0,38	4,26	9	3	2,63	TDI
Trikloorifenolit	2,0	20,04	10		3,31	STM, TCP+TeCP+PCP
Tetrakloori- fenolit	2,0	20,09	10		3,42	STM, TCP+TeCP+PCP
Pentakloori- fenoli	0,66	6,57	10		3,20	STM, TCP+TeCP+PCP
Atratsiini	0,0016	1,58	0,1		2,20	STM (torjunta- aineet)
DDT	2,3	2344,23	0,1		5,58	STM (torjunta- aineet)
Dieldriini	0,029	97,72	0,03		3,99	STM
Endosulfaani	0,013	12,88	0,1		3,11	STM (torjunta- aineet)
Heptakloori	0,11	354,81	0,03		4,45	STM
Lindaani	0,010	9,77	0,1		2,99	STM (torjunta- aineet)
TBT	1,1	125,89	0,9	0,3	4,10	TDI
TPT	2,0	218,78	0,9	0,3	4,34	TDI

Liite 13

ERÄIDEN RISKINARVIOINNEISSA KÄYTETTÄVIEN
TIETOKONEOHJELMIEN VERTAILU

Eräiden pilaantuneen maa-alueen kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa käytettävien ns. multimediamalleihin perustuvien tietokoneohjelmien vertailu. Mukaan on valittu muutamia Suomessa käytettyjä ja internetissä vapaasti saatavilla olevia laskentaohjelmia. Vertailu perustuu käyttökokemuksiin (J. Sorvari, J. Reinikainen) sekä muuta miin muualla tehtyihin vertailututkimuksiin (Rossi, 1999, julkaisematon: Multimedia-riskinarviointimallien vertailu; NICOLE, 2004: EuroRisk, Risk Comparison Study; Chang ym., 2004, Chemosphere 56, s. 359-367; Swartjes, 2002, RIVM report 711701030: Variation in calculated human exposure)

A. Yleiset ominaisuudet

Ominaisuus	RAIS	SSL	Risc Human 3.1 ¹	CalTOX 4.0 (beta)	SOILIRisk 2.0
Käyttö-kohde	Kohdekohtaisten, alustavien riskilukujen (HI) määrittely	Kohdekohtaisten, alustavien maaperän SSL-arvojen ² määrittely	Kohdekohtaisen haitta-aineen päivittäissaannin ja riskilukujen (HQ) määrittely	Kohdekohtaisten riskilukujen (HQ, lisäsyöpäriski) ja maaperän tavoitepitoisuuksien määrittely	Kohdekohtaisten maaperän tavoitepitoisuuksien ja tavoitepitoisuuksien ylittymisen (%) määrittely
Käyttöjärjestelmä	Internet selaimet	Internet selaimet	Windows	Windows (Excel-pohjainen)	Windows (Excel-pohjainen)
Saatavuus / hinta	Internetissä vapaasti [http://rais.ornl.gov/cgi-bin/prg/PRG_search/]	Internetissä vapaasti [http://rais.ornl.gov/calc_start.shtml]	Van Hall Instituut / 1540 € (versio 3.2 + tuki 1 vuosi) [http://www.risc-site.nl]	Internetissä vapaasti [http://eedt.lbl.gov/ied/ERA/caltox/]	Öljyalan palvelukeskus / 500 € (CD-ROM + ohjeet), perehdyttämiskoulutus edellytetään
Käyttäjystävällisyys	Helppokäyttöinen	Helppokäyttöinen	Helppokäyttöinen, mutta työläs syöttöparametrien tarkistus	Selkeä, mutta hiukan hankala käyttää johtuen suurista laskentataulukoista ja tiedon hajanaisuudesta	Helppokäyttöinen

LIITE 13/2

Ominaisuus	RAIS	SSL	Risc Human 3.1 ¹	CalTOX 4.0 (beta)	SOILIRisk 2.0
ATK-tuki	Ei	Ei	Saatavilla 280 € /vuosi	Ei	Ei
Manuaali saatavilla	Ei erillistä manuaalia, lyhyt ohjeistus (tutorial) nähtävissä www-sivuilla	Ei	Vain suppea käyttöohje, mutta ohjelman sisään rakennetut hyvät demo, help- ja knowledge-toiminnot	Kyllä, käyttöohje ja erilliset tekniset raportit	Kyllä
Laskentaperiaatteiden kuvaus	Laskentakaavat esitetty	Laskentaperiaatteet kuvattu erillisessä raportissa (saatavissa internetissä)	Laskentakaavat esitetty sisäänrakennetuissa knowledge-toiminnoissa	Laskentakaavat esitetty erillisessä manuaalissa	Laskentakaavat ja -periaatteet esitetty erillisessä liiteraportissa, sisältää myös herkkyystarastelun
Syöttötietojen ohjeistus ja tarkistus	Eräitä oletusarvoja (USA), syöttöarvoja ei rajattu (tarkistus vain pitoisuuksien osalta: ei negatiivisia arvoja)	Eräitä oletusarvoja (USA), syöttötietojen rajoja ei ilmoitettu, mutta ei-sallituista ja puuttuvista tulee joissain tapauksissa virheilmoitus (tarkistus toimii huonosti = joiltain osin on mahdollista syöttää järjettömiä arvoja)	Parametrien kuvaus hyvin esitetty, oletusarvot (Hollanti) ja sallitut liikumarajat annettu	Oletusarvot (USA) annettu, ei täsmällistä ohjeistusta, virheilmoitukset HUOM! tarvittavien laskentaparametrien kokonaismäärä 170	Oletusarvot (Suomi/ kolme eri maalajia, USA, Hollanti) annettu, myös ohjeistus miten aina kohdekohdaisesti asetettavat arvot määritellään
Liitettävyys muihin ohjelmiin	Ei liitettävissä	Ei liitettävissä	Ei liitettävissä	Liitettävissä Excel-pohjaisiin ohjelmiin	Liitettävissä Excel-pohjaisiin ohjelmiin

Ominaisuus	RAIS	SSL	Risc Human 3.1 ¹	CalTOX 4.0 (beta)	SOILIRisk 2.0
Tulosteet	Tulostus tietokoneen kuvaruudulla	Tulostus vain www-sivumuo-toisena tai tekstijonona tietokoneen kuvaruudulta	Eri tulostusmuotoja, graafit (ei muokattavissa), taulukot ja valittavissa laajuudeltaan useita erilaisia raporttimuotoja	Graafit, taulukot	Taulukot, graafit, yhteisvaikutusten laskentatulokset, pohjavesivaikutus eri hajoamisnopeusoletuksilla

¹Uusimpien valtioneuvoston asetuksessa annettavien ohjeiden johtamisessa käytetty ohjelmaversio, uusi versio 3.2. on saatavilla

² SSL = soil screening level, pitoisuus, jonka alittuessa terveysriskit jäävät alle hyväksyttävän riskitason

B. Laskenta- ja tulostusmenetelmät

Komponentti	RAIS	SSL	Risc Human	CaITOX	SOILIRisk
Kulkeutumisreitit					
- pohjavesi	+	+	+ ¹	+	+
- ilma, kaasu	+	+	+	+	+
- ilma, pöly	+	+	+	+	+
- pintavesi	+	-	-	+	-
- kulk. kasvien kautta	+	-	+	+	-
- muu	-	-	-	+ ¹	-
Altistusreitit					
- maa, ruoansulatus	+	+	+	+	+
- maa, hengitys	+	+	+	+	+
- maa, iho	+	-	+	+	+
- ravinto	+ IV, M, L, K	-	+ IV, jV, M. L	+ H, V, Vi, M. L, K, Km	-
- pintavesi, ruoansulatus	+ S, PV	-	+ S	+	-
- pintavesi, iho	+ S, PV	-	+ S	+	-
- pintavesi, hengitys	+ S	-	-	+	-
- talousvesi, ruoansul.	+ (pitoisuus annettava)	-	+ ²	+	+
- talousvesi, iho	+ “	-	+ ²	+	-
- talousvesi, hengitys	+ “	-	+ ²	+	+ ³
- muu, mikä	-	-		Äidinmaito	-
Eri maaperäkerroksien tarkastelu	- maa-aines ja haitta-aineiden pitoisuus oletetaan homogeeniseksi koko tarkasteluvydydeltä	- maa-aines ja haitta-aineiden pitoisuus oletetaan homogeeniseksi koko tarkasteluvydydeltä	+ mahdollista tarkastella eri syvyyksiä (haitta-aineen esiintymissyvyys vaikuttaa kuitenkin vain hengityksen kautta tapahtuvan altistuksen laskentaan	+ erillinen tarkastelu pintamaale, juuristovyöhykkeelle ja kyllästymättömälle (vadoosi) kerrokselle	+ pintamaa ja siihen liittyvä altistuminen (maansyönti, ihon läpäisy, hengitys) erotettu pohjamaasta ja siihen liittyvästä altistumisesta (talousveden käyttö, hengitys)

Komponentti	RAIS	SSL	Risc Human	CaITOX	SOILIRisk
Vaihtoehtoiset laskentatavat	Ei vaihtoehtoisia laskentatapoja	Kulkeutumisessa ilmaan ja pohjaveteen molemmissa 2 vaihtoehtoista laskentatapaa (tarvittavan syöttötiedon määrä vaihtelee)	Vaihtoehtoiset laskentatavat (CSOIL ja VOLASOIL) arvioitaessa altistumista kaasumaisille aineille hengityksen kautta	Ei vaihtoehtoisia laskentatapoja	Ei vaihtoehtoisia laskentatapoja
Syöpävaarallisten ja muiden aineiden erillinen tarkastelu	+	+	-	+	+
Haitta-aineet	Vain tietokannassa olevat	Vain tietokannassa olevat	Kaikki tietokannassa olevat + mahdollisuus lisätä uusia	Kaikki tietokannassa olevat + mahdollisuus lisätä uusia	Vain tietokannassa olevat
Haitta-aineiden hajoaminen	-	-	-	+	+ (pohjavesireitin osalta)
Haitta-aineiden yhteisvaikutukset	-		+ ⁴	-	+ Tietokannassa olevien additiivisiksi katsottujen aineiden yhteisvaikutukset, kokonais-syöpäriski
Tilastollinen tarkastelu	-	-	-	+ ^{5,6}	- ⁶

Komponentti	RAIS	SSL	Risc Human	CalTOX	SOILIRisk
Riskien määrittelyssä käytetyt viitearvot ja niiden kuvaus	Altistusreitikohtaiset viitearvot (RfD, RfC); linkit käytettyihin tietokantoihin, joissa selvitetty määrittelyperiaatteet	Altistusreitikohtaiset viitearvot (RfD, RfC), kulkeutumiselle pohjaveteen pohjaveden laatonormit; käytetyt tietokannat ilmoitettu	Kokonaisaltistuksen viitearvot (TDI) ja ilmapitoisuuden viitearvot (TCA); annettu vain viittaus kirjallisuuskäyttöön	Altistusreitikohtaiset viitearvot (RfD, RfC) ja kokonaisaltistuksen viitearvot (ADI, yksikkösyöpäriski); lähteet kuvattu raportissa	Altistusreitikohtaiset viitearvot (RfD) ja yksikkösyöpäriskit kokonaisaltistukselle; tietolähteet kuvattu erillisessä raportissa
Ilmoitetut tulokset	1) Erilliset riskiluvut jaoteltuna maankäytön, ympäristöosan (maa, pintavesi, ilma, pohjavesi, ravinto) ja ravintolähteiden mukaan 2) lapset ja aikuiset eriteltä	1) Erilliset SSL-arvot eri altistusreiteille 2) erikseen vain aikuisille ja aikuisen + lapsuusaajan altistuksen yhdistelmälle (age-adjusted) 3) erikseen syöpävaarallisuuteen ja muihin vaikutuksiin perustuva SSL	1) Päivittäisaanti jaoteltuna eri reiteille ja kokonaisriski riskilukuna (HQ) 2) Erilliset päivittäisaannit ja riskiluvut aikuiset/lapset ja näiden yhdistelmä 3) hengitysilman pitoisuus (voidaan vertailla TCA-arvoon)	1) Riskiluku, lisäsyöpäriski tai HQ 2) Maaperän tavoitepitoisuus eri maaperäkerroksissa 3) Eri ympäristöosien lasketut haitta-ainepitoisuudet (maaperän eri kerrokset, pohjavesi, pintavesi, sedimentti, ilma, kasvien lehdet)	1) Tavoitepitoisuudet 2) Laskettujen tavoitepitoisuuksien ylittyminen kohteessa (%) 3) Yhteisvaikutusten ylittyminen kohteessa (%) 4) Eri ympäristöosien lasketut haitta-ainepitoisuudet (maaperän huokoskaasu ja vesi, pohjavesi, ulkoilma, sisäilma)

S = sedimentti, PV = pintavesi, K = kaasu, (l/j)V = (lehti/juuri)vihannekset, H = hedelmät; Vi = vilja; M = maito, L = liha, K = kala; Km = kananmunat; TDI = tolerable daily intake; TCA = tolerable concentration in air;

¹ Kulkeutuminen kasteluvdestä (pinta- tai pohjavesi) ravintokasveihin

² Vain kulkeutuminen maaperän huokosvedestä putkiston läpi talousveteen, mikäli alueen pohjavettä käytetään talousvetenä, pohjaveden haitta-ainepitoisuus on annettava lähtötietona

³ Altistuminen ei talousvesikäytössä olevasta pohjavedestä

⁴ Vain additiivisiksi katsotut aineet: PAHt (10 kpl), eräät torjunta-aineet (karbofuraani+karbaryyli ja dinit = aldrini, dieldriini, endriini), eräät metallit (Cd, Pb, Hg), eräät haihtuvat klooratut hiilivedyt (7 kpl), klooribentseenit (6 kpl), kloorifenolit (5 kpl), haihtuvat aromaattiset hiilivedyt (9 kpl)

⁵ Mahdollista tehdä herkkyysanalyysi erillisellä makrolla

⁶ Liitettävissä myös Excel-pohjaiset, todennäköisyyspohjaisen arvioinnin mahdollistavat ohjelmat kuten CrystalBall ja @Risk

Liite 14

PILAANTUNEeseen MAA-AINEKSEEN SOVELLETTAVIA ONGELMAJÄTERAJA-ARVOJA

Taulukossa esitettävät ongelmajätearvot ovat suuntaa-antavia. Ongelmajätearvo riippuu haitallisen aineen yhdisteestä (etenkin metallit ja puolimetallit). Mikäli haitallisen aineen esiintymismuoto maaperässä tunnetaan, määritetään ongelmajäteraja kyseisen yhdisteen perusteella. Määrittämisestä tarkemmin sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa vaarallisten aineiden luettelosta (509/2005).

Aine (symboli)	Kynnys-arvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg	Ongelmajäte- raja-arvo mg/kg
Metallit ja puolime- tallit				
Antimoni (Sb)	2	10 (t)	50 (e)	2 500
Arseeni (As)	5	50 (e)	100 (e)	1 000
Elohopea (Hg)	0,5	2 (e)	5 (e)	1 000
Kadmium (Cd)	1	10 (e)	20 (e)	1 00
Koboltti (Co)	20	100 (e)	250 (e)	1 000
Kromi ³⁺ (Cr)	100	200 (e)	300 (e)	ei määritelty
Kromi ⁶⁺ (Cr)				1 000
Kupari (Cu)	100	150 (e)	200 (e)	2 500
Lyijy (Pb)	60	200 (t)	750 (e)	2 500
Nikkeli (Ni)	50	100 (e)	150 (e)	1 000
Sinkki (Zn)	200	250 (e)	400 (e)	2 500
Vanadiini (V)	100	150 (e)	250 (e)	10 000
Muut epäorgaaniset				
Syanidi (CN)	1	10	50	1 000
Aromaattiset hiilive- dyt				
Bentseeni	0,02	0,2 (t)	1 (t)	1 000
Tolueeni		5 (t)	25 (t)	10 000
Etyylibentseeni		10 (t)	50 (t)	ei määritelty
Ksyleenit		10 (t)	50 (t)	125 000
TEX	1			

LIITE 14/2

Aine (symboli)	Kynnys-arvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg	Ongelmajäte- raja-arvo mg/kg
Polyaromaattiset hii- livedyt				
Antraseeni	1	5 (e)	15 (e)	1 000
Bentso(a)antraseeni	1	5 (e)	15 (e)	1 000
Bentso(a)pyreeni	0,2	2 (t)	15 (e)	100
Bentso(k)fluoranteeni	1	5 (e)	15 (e)	1 000
Fenantreeni	1	5 (e)	15 (e)	1 000
Fluoranteeni	1	5 (e)	15 (e)	1 000
Naftaleeni	1	5 (e)	15 (e)	2 500
PAH	15	30 (e)	100 (e)	1 000
Polyklooratut bifenyy- lit (PCB) sekä polyk- looratut dibentso-p- dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)				
PCB ¹⁾	0,1	0,5 (t)	5 (e)	50
PCDD-PCDF-PCB ¹⁾	0,00001	0,0001 (t)	0,0015 (e)	0,015
Klooratut alifaattiset hiilivedyt				
Dikloorimetaani	0,01	1 (t)	5 (t,e)	10 000
Vinyylikloridi	0,01	0,01 (t)	0,01 (t)	1 000
Dikloorieteenit	0,01	0,05 (t)	0,2 (t)	10 000
Trikloorieteeni	0,01	1 (e,t)	5 (e)	1 000
Tetrakloorieteeni	0,01	0,5 (t)	2 (t)	10 000
Klooribentseenit				
Triklooribentseenit	0,1	5 (t)	20 (e)	2 500
Tetraklooribentseenit	0,1	1 (t)	5 (e)	ei määritelty
Pentaklooribentseeni	0,1	1 (t)	5 (e)	2 500

Aine (symboli)	Kynnys-arvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg	Ongelmajäte- raja-arvo mg/kg
Heksaklooribentseeni	0,01	0,05 (t)	2 (e)	1 000
Monokloorifenolit	0,5	5 (e,t)	10 (e)	25 000
Dikloorifenolit	0,5	5 (t)	40 (e)	25 000
Trikloorifenolit	0,5	10 (e,t)	40 (e)	2 500
Tetrakloorifenolit	0,5	10 (e,t)	40 (e)	2 500
Pentakloorifenoli	0,5	10 (e,t)	20 (e)	1 000
Torjunta-aineet ja biosidit				
Atratsiini	0,05	1 (e)	2 (e)	2 500
DDT-DDD-DDE ¹⁾	0,1	1 (e)	2 (e)	50
Dieldriini ¹⁾	0,05	1 (e)	2 (e)	50
Heptakloori ¹⁾	0,01	0,2 (t)	1 (e)	50
Lindaani	0,01	0,2 (t)	2 (e)	250
TBT-TPT	0,1	1 (e)	2 (e)	2 500
Öljyhiilivetyjakeet ja oksygenaattit				
MTBE-TAME	0,1	5 (t, e)	50 (t, e)	ei määritelty
Öljyjakeet (>C10-C40)	300			10 000

¹ Pysyvillä orgaanisilla yhdisteillä (ns. POP-yhdisteet) pilaantuneiden maa-ainesten käsittelyssä on otettava huomioon Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (805/2004/EY) pysyvistä orgaanisista yhdisteistä sekä direktiivin (79/117/ETY) muuttamisesta. Asetuksessa on säädetty raja-arvopitoisuudet, joiden ylityksessä jätteet on pääsääntöisesti käsiteltävä siten, että POP-yhdisteet tuhoetaan tai muunnetaan palautumattomasti. Kyseiset raja-arvot on merkitty taulukossa ongelmajätteen rajaksi POP-asetuksessa mainituille torjunta-aineille ja PCB-yhdisteille sekä dioksiineille ja furaaneille.

KAATOPAIKKAKELPOISUUDEN OSOITTAMISEEN LIITTYVÄT TUTKIMUKSET

Näytteenotto

Näytteenoton tulee perustua dokumentoituun näytteenottosuunnitelmaan. Näytteenottosuunnitelman laatimisessa tulee soveltaa standardin (EN 14899) mukaisia periaatteita ja näytteenottosuunnitelmassa tulee mm. käsitellä seuraavia asioita:

- Näytteenoton tavoitteet ja kohde
- Näytteenottopaikat ja ajankohdat
- Näytteenottotapa ja -menetelmät
- Näytteiden käsittely, kuljetus ja varastointi
- Tutkimus- ja analyysimenetelmät
- Tulosten käsittely ja raportointi

Kaatopaikkakelpoisuuden selvittämiseksi on näytteenoton oltava luotettava, ja se tulee ensisijaisesti tehdä joko kiinteistölle kootusta välivarastokasasta tai kaatopaikalle kootusta välivarastosta. Pilaantuneisuustasoltaan hyvin erilaisia maa-aineksia ei kunnostuskohteessa tai käsittelypaikassa sijoiteta samaan välivarastokasaan, eli niitä ei saa tarkoituksella sekoittaa. Kunkin pilaantuneen maa-ainekasan kaatopaikkakelpoisuus on arvioitava erikseen maa-ainesten laimentumisen estämiseksi.

Kaatopaikkakelpoisuustutkimuksiin tarvittavien kokoomanäytteiden lukumäärä määräytyy kaatopaikalle loppusijoitettavan maa-ainesjättemäärän perusteella. Kun sijoitettava maa-ainesjättemäärä on yli 500 mutta alle 2000 t, kasat tai auma jaetaan 2 – 4 osaan (kaatopaikkakelpoisuus määritetään erikseen kullekin osalle) ja kustakin osasta otetaan kokoomanäyte. Taulukossa 1 on annettu ehdotus kokoomanäytteiden lukumäärästä massamäärien mukaan sekä osanäytteiden lukumäärä kokoomanäytettä kohden. Jos tavoitteena on määrittää auman tai kasojen keskipitoisuus saadaan se tulosten erillisten kokoomanäytteiden tulosten keskiarvona.

Taulukko 1.

Kokoomanäytteiden ja osanäytteiden lukumäärä tutkittavan maa-ainesjättemäärän mukaan.

Jätteen määrä, t	Kokoomanäytteiden lukumäärä	Osanäytteiden lukumäärä / kokoomanäyte
< 500 t	1	20-50
500-1000 t	2	50
1000-1500 t	3	50
1500-2000 t	4	50

Kokoomanäytteet muodostetaan samansuuruista osanäytteistä. Osanäytteet otetaan eri kohdista ja syvyyksistä aumaa (kasoja), niin että näytteet edustavat koko tutkittavaa jäte-erää. Osanäytteiden koko määräytyy materiaalin suurimman partikkelikoon mukaan: hiekalle osanäytteiden minimikoko on noin 0,2 kg ja sitä kasvatetaan maa-aineksen raekoon mukaan.

Osanäytteet tulee ottaa pilaantuneisuutta edustavista kerroksista (ei puhtaista maakerroksista) kokoomanäytteen edustavuuden varmistamiseksi. Kokoomanäytteen massamäärä tulisi olla vähintään 2 kg ja kunkin kokoomanäytteen tulisi koostua vähintään viidestä osanäytteestä. Osanäytteiden tulee edustaa samaa kaatopaikalle sijoitettavaa massaerää ja niiden lukumäärä kokoomanäytteessä tulee aina perustella tapauskohtaisesti näytteenottosuunnitelmassa.

Haihtuvien yhdisteiden tutkimuksissa kokoomanäytteitä ei käytetä, vaan ne tutkitaan osanäytteistä. Tutkittavien osanäytteiden lukumäärä tulee haihtuvien yhdisteiden osalta aina arvioida ja perustella tapauskohtaisesti. Lisäksi saattaa myös olla muita tilanteita esimerkiksi laadultaan poikkeava maa-aines, pilaantumisen pistemäinen esiintyminen, joissa on perusteltua tutkia osanäytteet erikseen.

Näytteiden esikäsittely

Kaatopaikkakelpoisuuden osoittamiseen liittyvät tutkimukset tehdään yleensä kokoomanäytteistä. Raekooltaan tasalaatuisista osanäytteistä voidaan valmistaa kokoomanäyte yhdistämällä samansuuruiset määrät kutakin osanäytettä sellaisenaan kokoomanäytteeksi. Tarvittaessa kokoomanäyte sitten vielä murskataan tutkimuksia varten raekokoon < 4 mm.

Raekooltaan heterogeeniset osanäytteet tulee murskata edustavan kokoomanäytteen valmistamiseksi. Ennen murskausta näytteestä erotetaan arviointia varten erilliset jätekappaleet, kuten haulit ja naulat. Näiden kappaleiden osuus ja massa näytteessä mitataan ja dokumentoidaan niiden vaikutuksen huomioon ottamiseksi koko massaa koskevassa kelpoisuusarvioinnissa. Osanäyte tai osanäytteet murskataan toisistaan erillään ja vaiheittain siten, että ensin näytteestä erotetaan raekoon 4 mm:n ylittävä fraktio, joka murskataan erillään ja yhdistetään sitten sekoittamalla pienemmän raekoon fraktioon. Homogeenisista osanäytteistä valmistetaan sitten kokoomanäytteet yhdistämällä kustakin osanäytteestä samansuuruiset massamäärät.

Kokoomanäyte jaetaan edustavasti edelleen laboratorionäytekokoon. Tarvittaessa kokooma- tai laboratorionäytteen raekokoa pienennetään vielä analyysi- tai tutkimusmenetelmien vaatimusten mukaisesti. Laboratorionäytteiden esikäsittelyssä huomioitavat seikat (esim. murskaus, kuivaus, jako) on esitetty standardissa pr-CEN/TS15002.

Tutkimukset

Kelpoisuustutkimukset tehdään vastaamaan maa-ainesjätteen oletetun sijoitusluokan mukaisia vaatimuksia. Kokoomanäytteistä määritetään ainakin maalaji, haitallisten aineiden kokonaispitoisuudet ja liukoisuusominaisuudet. Lisäksi tutkimuksissa on otettava huomioon POP-yhdisteitä sisältäville jätteille EY asetuksessa 850/2004 annetut sijoitusrajoitukset. Liukoisuuskriteerien tulkinnessa käytettävä testi määräytyy tapauskohtaisesti ja siihen vaikuttavat mm. kokonaisjättemäärä ja jätteen heterogeenisuus.

Kaatopaikkakelpoisuustutkimuksissa käytettävä liukoisuustesti¹ määräytyy tapauskohtaisesti ja siihen vaikuttavat mm. kokonaisjättemäärä ja jätteen heterogeenisuus. Pilaantuneiden maa-ainesjätteiden heterogeenisuuden vuoksi niiden kelpoisuustutkimuksissa käytetään yleensä kaksivaiheisia CEN-ravistelutestejä (vähintään kahdesta kokoomanäytteestä). Mikäli kaatopaikan pH-olosuhteet antavat aihetta, tutkitaan myös pH-olosuhteiden vaikutusta haitta-aineiden kulkeutumiseen soveltuvilla testeillä. Liukoisuustestinä käytetään pysyvän jätteen osalta aina läpivirtaustestiä prCEN/TS 14405.

Liukoisuustestien periaatteet ja soveltuvuusalueet on aikaisemmin esitetty VTT:n raporteissa 1801 ja 1852. Lisäksi VTT:n Tiedotteessa 2086 on käsitelty jätteiden kaatopaikkakelpoisuustutkimuksen vaiheita. Em. raporteissa on myös esitetty näytteenottotapoja ja näytteenottosuunnitelman laatimisessa voidaan soveltaa standardia EN 14899. Jätteiden uuttoliuosten ekotoksikologisia ominaisuuksia voidaan myös tarvittaessa käyttää perusteina jätteiden kaatopaikkakelpoisuusarvioinnissa.

¹ Läpivirtaustesti prCEN/TS 14405 tai tarvittaessa kaksivaiheinen ravistelutesti EN12457-3 ja yksivaiheinen ravistelutesti EN12457-2

Liite 16

VALTIONEUVOSTON ASETUKSEN 202/2006 MUKAISET
KAATOPAIKKAKELPOISUUSKRITEERIT

Jäteluokka	Yksikkö	Jätteen kelpoisuus pysyvän jät- teen kaato- paikalle	Jätteen si- joitus tavano- maisen jät- teen kaatopai- kalle yhdessä vakaan rea- goimattoman ongelmajät- teen kanssa	Jätteen sijoitus ongelmajät- teen kaatopai- kalle
Liukoisuusominaisuudet L/S-suhteessa 10				
Arseeni	mg/kg	0,5	2	25
Barium	mg/kg	20	100	300
Kadmium	mg/kg	0,04	1	5
Kromi (kok.)	mg/kg	0,5	10	70
Kupari	mg/kg	2	50	100
Elohopea	mg/kg	0,01	0,2	2
Molybdeeni	mg/kg	0,5	10	30
Nikkeli	mg/kg	0,4	10	40
Lyijy	mg/kg	0,5	10	50
Antimoni	mg/kg	0,06	0,7	5
Seleeni	mg/kg	0,1	0,5	7
Sinkki	mg/kg	4	50	200
Kloridi, Cl ⁻	mg/kg	800	15000	25000
Fluoridi, F ⁻	mg/kg	10	150	500
Sulfaatti, SO ₄ ²⁻	mg/kg	1000 ¹⁾	20000	50000
Fenoli-indeksi	mg/kg	1		
Liennut orgaaninen hiili, DOC ²⁾	mg/kg	500	800	1000
Liuenneiden aineiden ko- konaispitoisuus, TDS ³⁾	mg/kg	4000	60000	100000
Kokonaispitoisuudet				
Hehkutushäviö 550°C	%			10 ⁴⁾
TOC	%	3 ⁵⁾	5 6,7)	6 ⁷⁾

LIITE 16/2

Jäteluokka	Yksikkö	Jätteen kelpoisuus pysyvän jätteen kaatopaikalle	Jätteen sijoitus tavon- maisen jätteen kaatopaikalle yhdessä vakaan rea- goimattoman ongelmajät- teen kanssa	Jätteen sijoitus ongelmajät- teen kaatopaik-alle
BTEX-yhdisteet	mg/kg	6		
PCB-yhdisteet (7 kongeneeria ⁸⁾)	mg/kg	1		
Mineraaliöljy (C10- C40)	mg/kg	500		
PAH-yhdisteet (EPA 16)	mg/kg	40		
Muut ominaisuudet				
pH			>6	
Haponneutralointi- kapasiteetti (ANC)			tutkittava ja arvioitava	tutkittava ja ar- vioitava

¹⁾ vaihtoehtoisesti läpivirtaustestin ensimmäisen fraktion (L/S 0,1) sulfaattipitoisuudenintään 1500 mg/l ja sulfaatin liukoisuus L/S-suhteessa 10 on enintään 6000 mg/kg

²⁾ mitattu säädetyssä (neutraalissa) pH-arvossa

³⁾ uuttoliuokseen liuenneiden aineiden kokonaismäärän arvoja voidaan käyttää sulfaatti- ja kloridiarvojen sijasta

⁴⁾ käytettävä joko hehkutushäviötä tai orgaanisen hiilen kokonaispitoisuutta (TOC). HUOM! eräät epäor- gaaniset aineet saattavat hajota 550 °C:ssa ja antaa siten virheellisen arvion orgaanisen aineksen määrästä, joten arviointi tehtävä näissä tapauksissa TOC:n pitoisuuden perusteella.

⁵⁾ maaperälle voidaan sallia korkeampi raja-arvo, jos liukoisuustestissä liuenneelle DOC-lle esitetty eni- mäispitoisuus täytyy

⁶⁾ koskee myös jätettä, joka sijoitetaan kipsipohjaisten jätteiden yhteyteen

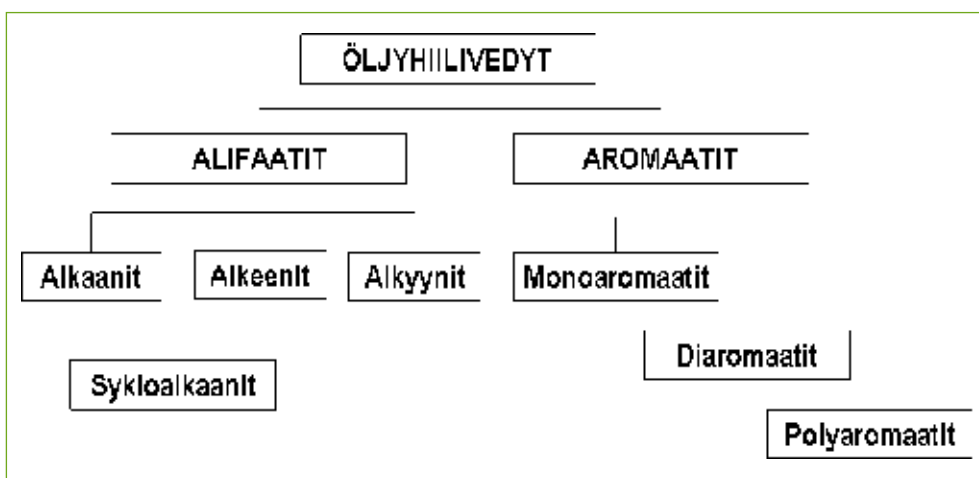
⁷⁾ jätteelle voidaan sallia korkeampi raja-arvo, jos liukoisuustestissä liuenneelle DOC-lle esitetty eni- mäispitoisuus täytyy

⁸⁾ PCB-kongeneerit : 28, 52, 101, 118, 138, 153 ja 180

Liite 17

MAAPERÄSSÄ ESIINTYVIEN ÖLJYHIILIVETYJEN RISKINARVIOINTI

Raakaöljy sisältää tuhansia molekyylikooltaan ja -rakenteeltaan vaihtelevia hiilivetyjä, joista jalostetaan erilaisia hiilivetyseoksia eri öljytuotteita varten. Näihin kuuluu tyydyttyneitä ja tyydyttämättömiä alifaattisia hiilivetyjä, jotka voivat olla joko suora- ketjuisia, haaroittuneita tai syklisiä, sekä yhdestä tai useammasta bentseenirenkaasta ja niihin liittyneistä alkyyliryhmistä muodostuvia aromaattisia yhdisteitä (kuva 1).



Kuva 1. Öljyhiilivetyjen ryhmittely molekyyliarakenteen mukaan ¹.

PIMA-asetuksen kynnys- ja ohjearvot

PIMA-asetuksen ohjearvot öljyhiilivedyille on jaoteltu hiililuvun (C^n) perusteella kolmeen jakeeseen²: bensiinijakeet (C_5 - C_{10}), keskitisleet ($>C_{10}$ - C_{21}) ja raskaat öljyjakeet ($>C_{21}$ - C_{40}). Lisäksi on annettu kynnysarvo öljyjakeille ($>C_{10}$ - C_{40}). Öljyhiilivetyjen kynnys- ja ohjearvot eivät perustu laskennallisiin terveys- tai ympäristöriskeihin, kuten muilla asetuksen haitallisilla aineilla. Tämä johtuu siitä, että jokaiseen esitettyyn hiilivetyjakeeseen kuuluu paljon ominaisuuksiltaan erilaisia aineita, joiden aiheuttama riskiä ei voi arvioida summautuvasti. Siksi myös maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi edellyttää yleensä maaperässä esiintyvän öljyn koostumuksen tarkempaa selvittämistä.

¹ Potter and Simmons 1998

² nimetyllä hiilivetyjakeella tarkoitetaan n-parafiinisarjaa kaasukromatografisessa analyysissä.

Öljyhiilivetyjen jako fraktioihin

Maaperässä olevan öljyn hiilivetykoostumuksen selvittämiseen ja öljystä aiheutuvien ympäristö- ja terveysriskien arviointiin suositellaan käytettäväksi ns. fraktiokohtaista lähestymistapaa. Tämä perustuu öljyhiilivetyjen riskinarviointia kehittäneen työryhmän (Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group, TPHCWG) esittämään ohjeeseen, jossa öljyhiilivedyt jaetaan kuuteen alifaattiseen ja seitsemään aromaattiseen hiilivetyfraktioon ns. hiilielkvivalenttien mukaan (EC, Equivalent Carbon). Hiilielkvivalentti määräytyy aineen kiehumispisteen perusteella ja vastaa sen kulkeutumisaikaa kaasukromatografian kolonnissa n-alkaaneihin verrattuna. Samaan fraktioon kuuluvilla hiilivedyillä oletetaan olevan samankaltaiset ominaisuudet sekä myrkyllisyyden että ympäristökäyttäytymisen suhteen alkuperäisen öljytuotteen koostumuksesta riippumatta³.

Riskinarviointia varten hiilivetyfraktioiden fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuvaaville muuttujille on esitetty yleisesti hyväksytyt oletusarvot (taulukko 1). Näistä arvoista nähdään, että erot hiilivetyjen ympäristökäyttäytymisessä kevyiden ja raskaiden jakeiden välillä ovat erittäin suuria. Esimerkiksi ohjearvoille määritellyn keskitislejakeen (>C10-C21) alkupäässä olevat aromaattiset hiilivedyt liukenevat suhteellisen hyvin veteen ja sekä aromaattiset että alifaattiset hiilivedyt haihtuvat herkästi ilmaan. Saman jakeen loppupäässä olevat alifaattiset hiilivedyt sen sijaan ovat maaperässä lähes kulkeutumattomia.

Taulukko 1.

Öljyhiilivetyfraktioiden ominaisuuksia^{4,5}. M = molekyylipaino, S = liukoisuus veteen, V_p = höyrönpaine, H = Henryn lain vakio, K_{oc} = orgaaninen hiili-vesi -jakautumiskerroin ja K_{ow} = oktanoli-vesi -jakautumiskerroin.

Fraktio	M [g.mol ⁻¹]	S (+10°C) [mg.L ⁻¹]	V _p (+10°C) [Pa]	H (+10°C) [-]	logK _{oc} [L.kg ⁻¹]	logK _{ow} [L.kg ⁻¹]
Alifaattiset						
EC5-EC6	81	28	50007	47	2,9	3,52
>EC6-EC8	100	4,2	8610	50	3,6	3,60
>EC8-EC10	130	0,325	821	55	4,5	3,69
>EC10-EC12	160	0,0261	79	60	5,4	3,76
>EC12-EC16	200	0,00059	3,55	69	6,7	3,85
>EC16-EC35	270	0,000000999	0,172	87	8,8	3,97

³ Gustafson ym. 1997

⁴ Gustafson ym. 1997

⁵ Otte ym. 2001

Fraktio	M [g.mol ⁻¹]	S (+10°C) [mg.L ⁻¹]	V _p (+10°C) [Pa]	H (+10°C) [-]	logK _{oc} [L.kg ⁻¹]	logK _{ow} [L.kg ⁻¹]
Aromaat- tiset						
EC5-EC7 ¹	78	220	11100	1,5	3	3,53
>EC7-EC8 ²	92	130	3240	0,82	3,1	3,54
>EC8-EC10	120	65	821	0,39	3,2	3,55
>EC10- EC12	130	25	79	0,13	3,4	3,58
>EC12- EC16	150	5,8	3,55	0,028	3,7	3,61
>EC16- EC21	19	0,65	0,172	0,0019	4,2	3,66
>EC21- EC35	240	0,0066	0,000017	0,000017	5,1	3,74

¹ Tähän jakeeseen kuuluu ainoastaan bentseeni (EC=6,5), jolle on määritetty erikseen vastaavat parametrit, ja jota tarkastellaan arvioinnissa tarvittaessa erikseen.

² Tähän jakeeseen kuuluu ainoastaan tolueni (EC=7,58), jolle on määritetty erikseen vastaavat parametrit, ja jota tarkastellaan arvioinnissa tarvittaessa erikseen.

Terveys- ja ekologisen riskien arviointi

Öljyhiilivetyjen terveysriskien arvioinnissa tarkastellaan tavallisesti erikseen syöpäriskiä sekä muihin terveysvaikutuksiin perustuvia riskejä. Syöpäriski tulee arvioida aina maaperässä mahdollisesti esiintyvien syöpävaarallisten hiilivetyjen eli käytännössä bentseenin ja karsinogeenisten PAH-yhdisteiden perusteella. Muiden terveysriskien osalta arviointi voidaan tehdä öljyhiilivetyfraktioiden sekä tarvittaessa yksittäisten tunnistettujen hiilivetyjen avulla. Riskinarvioinnissa käytettävät fraktiokohtaiset terveysperusteiset enimmäissaantiarvot on esitetty taulukossa 2. Nämä arvot perustuvat joko fraktioon kuuluville yksittäisille hiilivedyille tai näitä vastaaville hiilivetyseoksille esitettyihin terveysperusteisiin viitearvoihin⁶.

⁶ Edwards ym. 1997

LIITE 17/4

Taulukko 2.

Öljyhiilivetyfraktioiden terveysperusteiset enimmäissaantiarvot ja vaikutusten kohde-elimet. Esitetyt arvot eivät koske syöpävaarallisia aineita ⁷.

Fraktio	TDI µg.kg ⁻¹ .d ⁻¹	TCA µg.m ³	Kriittiset vaikutukset/kohde-elimet
Alifaattiset			
>EC5-EC8	2000	18 400	Hermosto
>EC8-EC16	100	1 000	Maksa ja veri
>EC16-EC35	2000	NA	Maksa
>EC35	20 000	NA	Maksa
Aromaattiset			
>EC5-EC8 ¹	200	400	Maksa ja munuaiset
>EC8-EC16	40	200	Kehon, maksan ja munuaisten paino
>EC16-EC35	30	NA	Munuaiset

¹Tähän jakeeseen kuuluvat ainoastaan bentseeni ja tolueni, jolle on määritetty erikseen terveysperusteiset viitearvot, ja joita tarkastellaan arvioinnissa tarvittaessa erikseen.

TDI: Siedettävä päivittäissaanti pitkäaikaisessa altistuksessa (Tolerable Daily Intake).

TCA: Siedettävä hengitysilman pitoisuus pitkäaikaisessa altistuksessa (Tolerable Concentration Air).

NA: tietoa ei saatavissa (raskaimpien jakeiden osalta tähän vaikuttaa aineiden heikko haihtuvuus).

Öljyhiilivetyjen ekologisista vaikutuksista on saatavilla suhteellisen vähän tietoa. Toksisuustestejä on tehty lähinnä tuotekohtaisesti tarkastelemalla öljyhiilivetyjen kokonaispitoisuuksia sekä erikseen yksittäisillä PAH-yhdisteillä ja BTEX-yhdisteillä. Yleinen käsitys kuitenkin on, että vesiliukoiset ja eliöille helpommin saatavilla olevat hiilivedyt ovat maaperässä haitallisempia kuin niukkaliukoiset, raskaat öljyhiilivedyt. Toisaalta maaperässä luontaisesti esiintyvät mikrobit pystyvät hajottamaan helpoiten juuri vesiliukoisia hiilivetyjä, minkä seurauksena raskaiden jakeiden osuus maaperän öljypitoisuudesta kasvaa, ja siten öljyn haitallisuus maaperässä pienenee ajan kuluessa ⁸.

Toimenpidesuositukset

Fraktiokohtaiset pitoisuudet mitataan aina vähintään muutamista maaperänäytteistä. Fraktiointi keskitetään niihin näytteisiin, jotka edustavat parhaiten kohteen mahdollista pilaantuneisuutta öljyllä ja joissa todetut öljyhiilivetyjen kokonaispitoisuudet ovat suurimmat. Mikäli maaperässä on erityyppisiä öljytuotteita, eritavoin pilaantuneiden maamassojen hiilivetykoostumus selvitetään.

Fraktiointitulosten perusteella arvioidaan maaperässä esiintyvän öljyn koostumus sekä tarvittaessa öljyhiilivetyjen ohjearvojen soveltuvuus pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin. Lisäksi tietoja hyödynnetään muodostettaessa kohteen

⁷ Edwards ym. 1997

⁸ Potter and Simmons 1998

käsitteellistä mallia (perusarviointi) sekä mahdollisessa laskennallisessa arvioinnissa (tarkennettu arviointi).

Öljyhiilivetyfraktioiden lisäksi maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa tarkastellaan tarvittaessa erikseen PAH-yhdisteitä sekä BTEX-yhdisteitä, MTBE:tä ja TAME:a. Öljyhiilivetyjen riskinarviointia on käsitelty tarkemmin mm. SYKEN julkaisussa Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisestä⁹, jossa öljyhiilivetyjen maaperäpitoisuuksille on esitetty fraktiokohtaisia viitearvoja.

⁹ Reinikainen 2007

KUVAILULEHTI

Julkaisija	Ympäristöministeriö Ympäristönsuojeluosasto	Julkaisuaika Kesäkuu 2007		
Tekijä(t)				
Julkaisun nimi	Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöhallinnon ohjeita 2 /2007			
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Ohjeen tavoitteena on selvittää ja tarkentaa valtioneuvoston maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskevan asetuksen (214/2007) varsin yleisiä periaatteita ja tarjota päätöksentekoa tukevaa käytännön taustatietoa.</p> <p>Ohjeessa esitetään vaiheittain etenevä maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointimenettely. Arviointimenettely jakaantuu kolmeen osaan: arviointitarpeen tunnistamiseen, perusarviointiin ja tarkennettuun arviointiin. Menettely ohjaa tunnistamaan maaperän haitallisista aineista suoraan tai välillisesti esimerkiksi veden tai ilman kautta aiheutuvat ympäristö- ja terveysriskit. Mahdolliset riskinhallintatoimet voidaan siten kohdentaa ympäristön ja terveyden kannalta tarkoituksenmukaisesti ja kustannustehokkaasti.</p> <p>Ohjetta on tarkoitus soveltaa kohteen luonteen ja ominaisuuksien mukaan. Näin arvioinnin sisältö, laajuus ja toteutustapa ovat tarkoituksenmukaisia. Ohje antaa suosituksia myös arvioinnin dokumentointiin. Ohjeessa selostetaan yksittäisen kohteen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin lisäksi yleisiä riskinhallinnan sekä maa-ainesjätteen käsittelyn ja sijoittamisen periaatteita.</p>			
Asiasanat	maaperä, pilaantuminen, ohjeet, riskinarviointi, ohjearvot, haitalliset aineet, puhdistaminen			
Rahoittaja/ toimeksiantaja				
	ISBN 978-952-11-2725-0 (nid.)		ISBN 978-952-11-2726-7 (PDF)	
	ISSN 1796-1645 (pain.)		ISSN 1796-1653 (verkkokj.)	
	Sivuja 210	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis.alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy,Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 EDITA puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2007			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Miljöministeriet Miljövårdsavdelningen	Datum Juni 2007	
Författare			
Publikationens titel	Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi (Bedömning av markens föroreningsgrad och av saneringsbehovet)		
Publikationsserie och nummer	Miljöförvaltningens anvisningar 2 /2007		
Publikationens tema	Miljövård		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt			
Sammandrag	<p>Anvisningen syftar till att klarlägga och precisera de tämligen allmänna principerna i statsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet (214/2007) och tillhandahålla bakgrundsinformation som stöd till beslutsfattandet.</p> <p>Anvisningen beskriver bedömningen av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet som ett förfarande som framskrider steg för steg. Bedömningsförfarandet består av tre delar: identifiering av bedömningsbehov, grundbedömning och preciserad bedömning. Förfarandet hjälper identifiera de olika miljö- och hälsorisker som skadliga ämnen orsakar antingen direkt eller indirekt t.ex. via luften eller vattnet. De eventuella riskhanteringsåtgärderna kan på detta vis riktas på ett med tanke på miljön och hälsan ändamålsenligt och kostnadseffektivt sätt.</p> <p>Anvisningen är avsedd att tillämpas efter karaktären och egenskaperna hos respektive objekt. På så vis blir bedömningens innehåll, omfattning och verkställighet ändamålsenliga. Anvisningen ger också rekommendationer för hur bedömningar skall dokumenteras. Utöver det som avser bedömning av föroreningsgraden och saneringsbehovet i enstaka fall innehåller anvisningen dessutom allmänna principer för riskhantering och för hantering och deponering av marksubstansavfall.</p>		
Nyckelord	mark, förorening, anvisningar, riskbedömning, riktvärden, skadliga ämnen, sanering		
Finansiär/ uppdragsgivare			
	ISBN 978-952-11-2725-0 (hft.)	ISBN 978-952-11-2726-7 (PDF)	
	ISSN 1796-1645 (print)	ISSN 1796-1653 (online)	
	Sidantal 210	Språk Finska	Offentlighet Offentlig
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, Kundservice, PB 800, FI-00043 EDITA tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket		
Förläggare	Miljöministeriet		
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2007		

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Ministry of the Environment Environmental Protection Department	<i>Date</i> June 2007
<i>Author(s)</i>		
<i>Title of publication</i>	Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi (Assessment of soil contamination and the remediation need)	
<i>Publication series and number</i>	Environmental Administration Guidelines 2 /2007	
<i>Theme of publication</i>	Environmental protection	
<i>Parts of publication/ other project publications</i>		
<i>Abstract</i>	<p>The purpose of the instruction is to clarify and specify the somewhat general principles laid out by the Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and the remediation need (214/2007) and to provide background information to support decision making processes.</p> <p>The instruction describes a gradually advancing procedure for the assessment of soil contamination and the remediation need. The assessment procedure is divided into three parts: acknowledgment of the need for assessment, basic assessment and specific assessment. The procedure leads to the identification of health risks and risks to the environment that stem from harmful substances, either directly or indirectly i.e. through air or water. Any risk management action can therefore be directed in a way that is appropriate and cost-effective in terms of health and the environment.</p> <p>The instruction is intended to be applied according to the nature and qualities of each site, so as to ensure that the contents, scope and implementation of the assessment are appropriate. The instruction also contains recommendations concerning the documenting of assessments. Besides references to assessment of soil contamination and the remediation need on individual sites, the instruction also contains general principles of risk management and of treatment and disposal of soil waste.</p>	
<i>Keywords</i>	soil, contamination, instructions, risk assessment, guidelines, harmful substances, remediation	
<i>Financier/ commissionere</i>		
	ISBN 978-952-11-2725-0 (pbk.)	ISBN 978-952-11-2726-7 (PDF)
	ISSN 1796-1645 (print)	ISSN 1796-1653 (online)
	<i>No. of pages</i> 210	<i>Language</i> Finnish
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Oy, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 EDITA puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket	
	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i>
<i>Financier of publication</i>	Ministry of the Environment	
<i>Printing place and year</i>	Edita Ltd, Helsinki 2007	

Tämän ympäristöministeriön ohjeen tavoitteena on selventää ja tarkentaa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista annetun valtioneuvoston asetuksen (214/2007) yleisiä periaatteita sekä tarjota päätöksen-
tekoa tukevaa taustatietoa.

Ohjeessa esitetään vaiheittain etenevä maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointimenettely, joka jakaantuu kolmeen osaan: arviointitarpeen tunnistamiseen, perusarviointiin ja tarkennettuun arviointiin. Menettely ohjaa tunnistamaan maaperän haitallisista aineista suoraan tai välillisesti muiden ympäristönosien kautta aiheutuvat ympäristö- ja terveysriskit. Ohjeessa selostetaan kohdekohtaisen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin lisäksi yleisiä puhdistamisen, maa-ainesjätteen käsittelyn ja sijoittamisen periaatteita.



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

Myynti: Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 Edita
Asiakaskas palvelu puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä
Annankatu 44, puh. 020 450 2566

ISBN 978-952-11-2725-0 (nid.)

ISBN 978-952-11-2726-7 (PDF)

ISSN 1796-1645 (pain.)

ISSN 1796-1653 (verkkokj.)

VIIVAKOODI
ilman valkoista
taustaa